

Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen

Frank Wendland, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel,
Björn Tetzlaff und Harry Vereecken



Forschungszentrum Jülich GmbH
Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre (ICG)
Agrosphäre (ICG-4)

Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen

Frank Wendland, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel,
Björn Tetzlaff und Harry Vereecken

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment

Band / Volume 88

ISSN 1866-1793

ISBN 978-3-89336-674-3

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek.
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der
Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte Bibliografische Daten
sind im Internet über <<http://dnb.d-nb.de>> abrufbar.

Herausgeber
und Vertrieb: Forschungszentrum Jülich GmbH
Zentralbibliothek, Verlag
D-52425 Jülich
Telefon (02461) 61-5368 · Telefax (02461) 61-6103
E-Mail: zb-publikation@fz-juelich.de
Internet: <http://www.fz-juelich.de/zb>

Umschlaggestaltung: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Druck: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 2010

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment Band / Volume 88

ISSN 1866-1793

ISBN 978-3-89336-674-3

Vollständig frei verfügbar im Internet auf dem Jülicher Open Access Server (JUWEL)
unter <http://www.fz-juelich.de/zb/juwel>

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form (Druck, Fotokopie oder
in einem anderen Verfahren) ohne schriftliche Genehmigung des Verlages reproduziert oder
unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

Kurzfassung

Das übergeordnete Ziel des Projektes waren eine flächendeckende und zugleich räumlich hoch differenzierte Analyse und Bewertung der N- und P-Einträge in Grund- und Oberflächenwasser in Nordrhein-Westfalen (NRW) unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen sowie die Analyse der Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade. Hierzu wurde das agrarökonomische Modell RAUMIS (Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem) mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Großräumiges Wasserhaushaltsmodell) und den reaktiven N-Transportmodellen DENUZ (Denitrifikation in der ungesättigten Zone) und WEKU (Verweilzeiten und reaktiver N-Transport im Grundwasser) gekoppelt sowie das P-Transportmodell MEPhos (Modell zur Ermittlung des Phosphoreintrags) eingesetzt. Mit diesem Modellverbund wurden die diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer getrennt nach den wichtigsten hydrologischen Abflusskomponenten flächendifferenziert berechnet. Weiterhin wurden die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie die Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern berücksichtigt.

Untersucht wurde nicht nur der Ist-Zustand (2003), sondern auch das so genannte Baseline-Szenario, das sich auf den voraussichtlichen Zustand in 2015 unter Berücksichtigung der Umsetzung von grundlegenden Maßnahmen im Sinne der WRRL bezieht. Das Baseline-Szenario berücksichtigt aktuelle agrarökonomische Entwicklungen aber auch die Umsetzung geltender umweltrechtlicher Bestimmungen.

Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster, teilweise auch im 10 m-Raster. Daten- und Informationsgrundlage des Projektes bildeten aktuelle, von offiziellen Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die flächendeckend digital (Vektor- oder Rasterformat) für NRW verfügbar sind.

Mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA wurde die räumliche Variabilität der mittleren langjährigen – und damit regional typischen – hydrologischen Verhältnisse in NRW und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet. Für grundwasserferne, ebene Lockergesteinsregionen, wie z. B. in der Köln-Aachener Bucht zeigte sich, dass die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe entspricht, weil das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen kann. In den grundwasser- und staunäsebeeinflussten Bereichen der Lockergesteinsregionen hingegen wird mehr als 60 % des Gesamtabflusses über künstliche Entwässerungssysteme (Dränagen), d. h. hydrologisch als Direktabfluss, abgeführt. Für die Festgesteinsregionen im Südtteil NRWs ergeben sich mit bis zu mehr als 80 % sogar noch höhere Direktabflussanteile, hier jedoch bedingt durch den natürlichen Interflow. Ein Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Abflüssen von 68 Teileinzugsgebieten ergab in den meisten Fällen Abweichungen zwischen weniger als 10 % und ca. 20 %, was eine gute Übereinstimmung darstellt.

Das Modellsystem RAUMIS des Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) ist ein regional differenziertes Agrarsektormodell für die Bundesrepublik Deutschland. Hauptziele, die mit

der Entwicklung des Modellsystems RAUMIS verfolgt wurden, sind erstens die geschlossene, regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors und zweitens die mittelfristige Wirkungsanalyse alternativer Agrar- und Umweltpolitiken hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion, des Faktoreinsatzes im Agrarsektor, des landwirtschaftlichen Einkommens, der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte und der Agrar-Umwelt-Beziehungen. Im Rahmen des Projektes wurde RAUMIS zur Abschätzung der aktuellen Nährstoffbilanzen sowie der Nährstoffbilanzen für das Zieljahr 2015 eingesetzt. Hierbei wurden wichtige agrar- und agrarumweltpolitische sowie sonstige Einflussgrößen wie die Novellierung des Energieeinspeisungsgesetzes (EEG) und sich ändernde Agrarmarktpreise berücksichtigt.

Obwohl in der Vergangenheit eine deutliche Reduzierung der Nährstoffbilanzen stattgefunden hat, finden sich auch 2003 in NRW noch Regionen, die durch N-Bilanzüberschüsse von mehr als 120 kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) gekennzeichnet sind. Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen und großem Eintragsrisiko sind vor allem die viehstarken Regionen im Norden und Nordwesten von NRW mit Werten von jährlich rund 150 kg/ha (ohne atmosphärische Deposition). Geringe Überschüsse finden sich hingegen in den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen, die gleichzeitig einen relativ geringen Anteil an Sonderkulturen aufweisen, wie z. B. in der Köln-Aachener Bucht und der Soester Börde. Hier werden nach den Modellrechnungen N-Bilanzüberschüsse von weniger als 50 kg/ha LF ausgewiesen.

Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wurde mit dem DENUZ-Modell abgebildet. Hierbei zeigte sich, dass Denitrifikationsvorgänge im Boden nur in Gebieten, wo hohe C-Gehalte im Boden und eine Staunässe- bzw. Grundwasserbeeinflussung sowie eine lange Verweilzeit im Boden zu erwarten sind, eine wesentliche Rolle spielen. So können z. B. in Flussniederungen bis zu mehr als 60 % der N-Einträge reduziert werden. Bedingt durch schlechte Abbaubedingungen und geringe Aufenthaltszeiten des Sickerwassers im Boden treten die geringsten Nitratabbauraten in den Braunerdeböden im rheinischen Schiefergebirge auf.

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate wurde die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Vor allem im Rheinischen Schiefergebirge, das durch hohe Sickerwasserraten und relativ geringe N-Überschüsse gekennzeichnet ist, liegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser vielfach bei unter 25 mg/l NO_3^- . Für die meisten landwirtschaftlich intensiv genutzten nördlichen Landesteile NRW ergeben sich jedoch Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 75 mg/l NO_3^- und mehr. Die regionale Verteilung der modellierten Werte gibt einen Hinweis auf mögliche Hotspot-Gebiete der Grundwasserbelastung. Darüber hinaus stellen die Werte einen geeigneten Referenzrahmen für die Quantifizierung der erforderlichen Reduktion des N-Überschusses zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser (z. B. unterhalb des EG-Grenzwertes von 50 mg/l) dar.

Bei den N-Austrägen in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss treten die Regionen mit hohen Direktabflussanteilen, d. h. die Festgesteinsregionen im südlichen Teil mit im Mittel ca. 15 kg/(ha a) und insbesondere die künstlich entwässerten Niederungsregionen im Nordteil NRW mit im Mittel ca. 35 kg/(ha a) hervor. Gemittelt über die ganze Landesfläche

NRWs liegen die N-Einträge über den Direktabfluss bei ca. 19 kg/(ha a), was einer Gesamtfracht von ca. 64.000 t/a entspricht.

Der reaktive N-Transport im Grundwasser wurde für die Ermittlung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter mit dem WEKU-Modell simuliert. Es zeigte sich, dass im Nordwesten NRWs vereinzelt sauerstofffreie reduzierte Aquifere mit geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers auftreten. Dort kann ins Grundwasser eingetragenes Nitrat auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut werden, selbst wenn diese Regionen als Hotspot-Regionen für den N-Eintrag ins Grundwasser gelten. Für die südlichen Landesteile entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer aufgrund des Fehlens signifikanter Denitrifikationskapazitäten in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten dagegen im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser. Im Mittel NRWs liegt der grundwasserbürtige N-Eintrag bei ca. 9 kg/(ha a), was einer Gesamtfracht von ca. 30.000 t/a entspricht.

Da NRW ein bevölkerungsreiches Bundesland ist, werden N-Einträge aus punktförmigen Quellen (kommunale Kläranlagen, Mischwassersysteme, Trennkanalisation) in NRW immer von Bedeutung sein. Durch den Ausbau der Kläranlagen in den letzten 25 Jahren konnten die N-Einträge über diesen Eintragspfad zwar bereits deutlich reduziert werden, jedoch liegt die Summe der N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen bei immer noch ca. 20.000 t/a. Die Einträge aus der Mischwasserentlastung sind demgegenüber mit ca. 2.100 t/a deutlich geringer.

Die modellierten Gesamt-N-Einträge in die Oberflächengewässer NRWs für den Ist-Zustand 2003 liegen bei insgesamt ca. 117.000 t/a. Diese Einträge erfolgen hauptsächlich über die Eintragspfade: natürlicher Interflow (30 %), Punktquellen und Einträge aus urbanen Flächen (26 %), Grundwasser (26 %), Dränagen (18 %). Bezogen auf die eingetragene N-Menge pro Flächeneinheit (ha) ist der N-Eintrag über Dränagen und Entwässerungsgräben mit ca. 35 kg/(ha a) am bedeutsamsten, während die N-Einträge über den natürlichen Interflow bei ca. 15 kg/(ha a) und beim Grundwasserabfluss in der Größenordnung von lediglich ca. 9 kg/(ha a) liegen.

Für eine Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen N-Einträge in die Oberflächengewässer standen für NRW langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Nitratkonzentration) von 22 Teileinzugsgebieten zur Verfügung. Mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,97$ ergab sich eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten.

Die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahre 2015 wird durch eine Vielzahl von Einzeleffekten beeinflusst, die regional sowohl bzgl. ihrer Wirkungsrichtung als auch bzgl. ihrer Wirkungshöhe unterschiedlich ausfallen können.

Insgesamt hat nach den Modellrechnungen die Novellierung der Düngeverordnung (DüV) bis zum Jahre 2015 den größten Einfluss auf die Nährstoffbilanzüberschüsse. Die Obergrenze von 60 kg N/ha LF beim Nährstoffvergleich lassen entsprechende Reduktionen in den viehstarken Regionen erwarten. Der zweitgrößte Einfluss bzgl. der N-Bilanzen geht von der Entkopplungen der Tierprämien und die damit einhergehende Reduzierung des Rinderbestandes aus. Diese Reduzierung kann derzeit schon in der Agrarstatistik beobachtet werden und

trägt mit durchschnittlich -8 kg N/ha LF nicht unerheblich dazu bei, dass die Restriktionen der DüV leichter erreicht werden können.

Weitere signifikante Einflüsse auf die Nährstoffbilanzüberschüsse gehen nach den Modellanalysen von der Aufhebung der obligatorischen Flächenstilllegung, der verstärkten Förderung von Biomasseanbau, dem steigenden Weltagrarmarktpreisniveau und dem technischen Fortschritt aus.

Durch die im Baseline-Szenario abgebildeten Entwicklungen kann es in den meisten intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu einer Verminderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser kommen. Für den Süd- und Westteil NRWs ist im Vergleich zur Situation 2003 eine Verminderung von in der Regel 10–25 mg/l zu erwarten. Eine Verminderung von bis zu 50 mg/l und mehr ergibt sich großflächig im durch intensive Viehhaltung geprägten Nordteil NRWs (Münsterland und Ems-Einzugsgebiet).

Über den Direktabfluss kann dabei eine Verminderung der N-Austräge in die Oberflächengewässer von bis zu ca. 17.000 t/a erreicht werden. Die N-Austräge aus gedrännten Gebieten pro Flächeneinheit liegen in diesem Fall bei ca. 21 kg/(ha a), was gegenüber der Situation im Jahr 2003 einer Reduktion von ca. 16 kg/(ha a) gleichkommt. Im Vergleich dazu liegt die N-Reduktion pro Flächeneinheit für die Eintragspfade Grundwasser und natürlicher Interflow mit 2 bzw. 3 kg/(ha*a) auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Vor allem in der Festgesteinsregion im Südteil NRWs hat das Baseline-Szenario 2015 daher nur sehr geringe Auswirkungen.

Trotz der positiven Entwicklungen bis 2015 ist ein zusätzlicher N-Minderungsbedarf vorhanden um die Schutzziele für das Grundwasser zu erreichen. Als ein Maß für die maximal tolerierbaren N-Überschüsse, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll, wurde eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Schwellenwert für Nitrat in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation. Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Überschüsse bestimmt. Durch eine "Rückwärtsrechnung" wurde der maximale N-Überschuss aus der Landwirtschaft berechnet, der unter diesen Bedingungen im Jahr 2015 zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führen würde. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss 2015 wurde daraus der Minderungsbedarf bestimmt.

Wenn der Minderungsbedarf für jede einzelne Rasterzelle bestimmt wird, so liegt dieser in weiten Teilen des Nordteils NRWs zwischen 25 und 70 kg/(ha*a). Dieser hohe Reduktionsbedarf ist ein typischer Wert für viele intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger. Im Mittel über alle Flächen mit Minderungsbedarf in NRW ergibt sich hierdurch ein zusätzlicher, d. h. über die im Baseline-Szenario berücksichtigten Maßnahmen hinausgehender, N-Minderungsbedarf von ca. 19 kg/(ha a). Der gesamte für NRW zusätzlich

zu realisierende N-Minderungsbedarf würde bei ca. 12.000 t/a liegen. Zusätzlich wurde analysiert, wie hoch der mittlere N-Minderungsbedarf für die landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb eines Grundwasserkörpers ist. Da hierbei sowohl Flächen mit sowie Flächen ohne Minderungsbedarf berücksichtigt werden, reichte in vielen Fällen der Ausgleich zwischen den landwirtschaftlich genutzten Flächen eines Grundwasserkörpers, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l sicherzustellen. In Grundwasserkörpern mit einem hohen Anteil an intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen bleibt der N-Minderungsbedarf jedoch bestehen. Er würde im Mittel für NRW bei ca. 8 kg/(ha a) liegen, was einer Gesamtsumme von ca. 4.700 t/a entsprechen würde.

Im Hinblick auf eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen einer Änderung des N-Bilanzüberschusses und dessen Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers kommt der Analyse der Verweilzeiten (WEKU-Modellierung) zwischen der Einsickerung des Wassers in den Boden und den Grundwasserleiter und dem Austrag in ein Oberflächengewässer eine besondere Bedeutung zu. Besonders kurze Verweilzeiten (häufig weniger als 5 Jahre) wurden für viele Mittelgebirgsbereiche berechnet. Im Lockergesteinsbereich dominieren jedoch aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers Verweilzeiten zwischen ca. 10 und 35 Jahren. Schadstoffgehalte im Grundwasser können dort daher auch dann noch steigen, wenn das Baseline-Szenario bzw. über das Baseline-Szenario hinausgehende gezielte Reduktionsmaßnahmen (siehe unten) schon eingeleitet worden sind.

Über eine Verweilzeitenanalyse kann ggf. gegenüber der EU begründet werden, warum ein Maßnahmenprogramm zwar geeignet ist, die Ziele der WRRL zu erreichen, jedoch aufgrund der hydrodynamischen Gegebenheiten im Boden- und Grundwassersystem eine Einhaltung der Zeitvorgaben (2015) nicht möglich ist.

Die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer wurden mit dem Modell MEPhos ermittelt. MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz und wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren. An diffusen Eintragspfaden werden dabei Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung und Erosion berücksichtigt. Mit MEPhos quantifizierbare punktuelle Einträge stammen aus Kläranlagen, Trennkanalisation, überörtlichen Straßen und Mischwasserentlastungen.

Diffuse P-Einträge werden flächendifferenziert abgebildet. Hierzu werden die Einträge über Dränagen und grundwasserbürtigen Abfluss in dem 100 m-Raster berechnet, das dem der Wasserhaushaltsmodellierung entspricht. Einträge über Erosion und Abschwemmung werden im 10 m-Raster modelliert, um der hohen Sensitivität der Reliefinformationen auf den Bodenabtrag und gleichzeitig der Verfügbarkeit sehr hoch aufgelöster Daten in NRW (DGM 5) Rechnung zu tragen.

Die Quantifizierung des mittleren partikulären P-Eintrags über Erosion stützt sich auf eine ABAG-Modellierung unter Verwendung hoch aufgelöster Landnutzungs- und Reliefdaten. Daran schließen sich eine Reliefanalyse und die Ausweisung geländebedingter Tiefenlinien zur Ermittlung der Sedimentanlieferung in die Oberflächengewässer an. Der hohe Mittelgebirgsanteil in NRW führt zu hohen Sedimenteinträgen, insbesondere wenn steigende Relief-

energie oder erosionsanfällige Lössböden mit Kulturarten zusammentreffen, die einen geringen Bodenbedeckungsgrad aufweisen (Zuckerrüben, Mais). Dies zeigt sich an den überdurchschnittlich hohen Werten für den modellierten Bodenabtrag und P-Eintrag im Haarstrang, im Weserbergland sowie im Mettmanner Löss-Hügelland. Hier werden in größerem Ausmaß partikuläre P-Einträge von über 10 kg/(ha a) und Sedimenteinträge von über 15 t/(ha a) berechnet. P-Einträge über Dränagen werden entsprechend ihrer starken Verbreitung v. a. für die Einzugsgebiete von Ems, Lippe, Vechte und Issel berechnet, wo sie Werte zwischen ca. 0,1 und 0,5 kg/(ha a) erreichen. Insgesamt machen die diffusen P-Einträge in NRW ca. 950 t aus.

Auch nach umfangreicher Ertüchtigung der kommunalen Kläranlagen über die letzten ca. 25 Jahre stellen kommunale Kläranlagen nach wie vor den Eintragspfad dar, über den die größte P-Emission in die Oberflächengewässer erfolgt (ca. 1.250 t/a). Ursache hierfür ist die hohe Bevölkerungsdichte in NRW, die insbesondere in den Ballungsräumen an Rhein und Ruhr auftritt. Im Gegensatz zu den diffusen Einträgen werden die Emissionen aus Kläranlagen standortspezifisch ermittelt.

Der grundsätzlich hohe Urbanisierungsgrad in NRW, das dichte Fernstraßennetz sowie der in einigen Flussgebieten hohe Anteil an Mischwassersystemen (v. a. in den Einzugsgebieten von Rhein, Ruhr und Emscher) führen zu hohen P-Einträgen aus der urbanen Fläche über Trennkanalisation, von überörtlichen Straßen sowie über Mischwasserentlastung. Auch nach dem umfangreichen Ausbau von Sonderbauwerken und der damit verbundenen Reduzierung punktueller P-Einträge emittieren die drei Quellen ca. 1.600 t/a. Aufgrund der Datenverfügbarkeit werden diese Einträge zunächst summarisch für die Einzugsgebiete von Kläranlagen ermittelt und dann für Flussgebiete zusammengefasst.

Die Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag von P sind wie folgt: Kommunale Kläranlagen 33 %, Mischwasserentlastung 14 %, Trennkanalisation und überörtliche Straßen 29 %, Erosion 14 %, Dränagen 3 %, Grundwasser 5 % und Abschwemmung 2 %. Um die modellierten diffusen und punktuellen P-Einträge in die Vorfluter mit im Fluss gemessenen Werten vergleichen zu können, werden alle Einträge summiert sowie die P-Retention bei Aufstau in Talsperren berücksichtigt. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer standen für NRW langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Phosphatkonzentration) von 38 Teileinzugsgebieten zur Verfügung. Mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,98$ ergab sich eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten P-Frachten.

Die Ergebnisse des Vorhabens sollen als Grundlage für die Ermittlung räumlicher Belastungsschwerpunkte und damit für die Priorisierung von Maßnahmen zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge dienen. Dies ermöglicht Aussagen über die Erreichbarkeit von Umweltzielen für die Grund- und Oberflächenwasserkörper in NRW.

Inhaltsverzeichnis

1. Hintergrund/Problem	13
2. Zielsetzung und Gliederung.....	15
3. Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA.....	17
3.1 Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen.....	17
3.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe	20
3.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses.....	22
3.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe	22
3.5 Ausseparierung von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen	23
4. Simulation der diffusen Nährstoffüberschüsse (RAUMIS-Modell).....	25
4.1 Zielsetzung des Modellsystems	25
4.2 Nährstoffbilanzierung im RAUMIS-Modell	27
4.3 Beschreibung der Bilanzpositionen im RAUMIS	32
4.4 Weiterentwicklung der N-Bilanzierung für die Ist-/Zustandsbeschreibung	34
4.5 Implementierung des Stickstoffvergleichs laut Düngeverordnung.....	36
5. Simulation der diffusen Nitrateinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (DENUZ-WEKU-Modell)	39
5.1 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)	40
5.2 Potenzielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser/Stickstoffausträge aus dem Boden	42
5.3 Simulation des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser (WEKU-Modell).....	43
5.3.1 Analyse des Nitratabbauvermögens der Grundwasserleiter.....	44
5.3.2 Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer	46
5.3.3 Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer.....	47
5.3.4 Quantifizierung der diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer	50
6. Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell).....	51
6.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen	55
6.2 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss.....	58
6.3 Modellansatz zur Berücksichtigung des Phosphoreintrags über Erosion.....	60

6.4	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung.....	66
7.	Simulation der punktförmigen Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell).....	69
7.1	N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	69
7.2	Modellierung der mittleren N- und P-Einträge über Mischwasserentlastungen.....	70
7.3	Modellierung der mittleren Einträge über Trennkanalisationen und von außerörtlichen Straßen.....	72
8.	Datengrundlagen	75
8.1	Diskretisierung der Datengrundlagen	76
8.2	Klimatische Datengrundlagen	77
8.2.1	Niederschlagshöhe	77
8.2.2	Potenzielle Verdunstung nach Wending	80
8.3	Daten zur Bodenbedeckung.....	81
8.4	Bodenkundliche Datengrundlagen	84
8.4.1	Grundwasserstand	85
8.4.2	Staunässe	87
8.4.3	Pflanzenverfügbares Wasser im effektiven Wurzelraum	88
8.5	Künstlich entwässerte Flächen.....	92
8.6	Hydrogeologische Datengrundlagen	95
8.7	Topographische Datengrundlage	100
8.8	Pegeldaten	103
9.	Modellergebnisse zum Wasserhaushalt	105
9.1	Reale Verdunstungshöhe	105
9.2	Gesamtabflusshöhe	106
9.3	Oberflächenabflusshöhe	107
9.4	Sickerwasserhöhe	108
9.5	Grundwasserneubildungshöhe.....	109
9.6	Direktabflusshöhe.....	110
9.7	Modellvalidierung	112
10.	Modellergebnisse zum aktuellen Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen	115
10.1	Nährstoffbilanz für das Jahr 2003	115
10.1.1	Mineraldünger.....	115

10.1.2 Organischer Dünger	117
10.1.3 Entzüge.....	118
10.1.4 N- und P-Bilanzüberschüsse	120
10.2 Nährstoffeinträge in die Grundwasserkörper.....	122
10.2.1 Landwirtschaftliche Überschüsse und atmosphärische N-Deposition	122
10.2.2 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden	123
10.2.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser	127
10.2.4 Validierung der Modellergebnisse zur Nitratkonzentration im Sickerwasser.....	127
10.3 Nitrateinträge in die Oberflächengewässer	133
10.3.1 Nitrateinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss.....	135
10.3.2 Nährstoffeinträge ins Grundwasser.....	137
10.3.3 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss	138
10.3.4 Gesamte diffuse Nährstoffausträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss.....	143
10.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen	143
10.4.1 N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	144
10.4.2 N-Einträge über Mischwasserentlastung.....	145
10.5 Mittlere N-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen	147
10.6 Validierung der modellierten diffusen Nitratinträge in die Oberflächengewässer	148
11. Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus punktförmigen und diffusen Quellen	151
11.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen.....	151
11.1.1 Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Dränagen	151
11.1.2 Ergebnisse.....	153
11.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss	154
11.3 Mittlere P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion.....	155
11.3.1 Aufbereitung der Eingangsdaten und Ermittlung der zum partikulären P- Eintrag beitragenden Flächen	155
11.3.2 Ergebnisse.....	158
11.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	163
11.5 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	164
11.6 P-Einträge über Mischwasserentlastung.....	166
11.7 P-Einträge über Trennkanalisationen	168
11.8 Gesamte P-Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen.....	170

11.9	Validitätsüberprüfung der P-Einträge in die Vorfluter	171
12.	Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie.....	173
12.1	Einordnung von Baseline- und Maßnahme-Effekten.....	173
12.2	Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse im Baseline Szenario bis 2015	174
12.3	Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nitrateinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer	183
12.3.1	<i>Nitrateinträge in die Grundwasserkörper</i>	183
12.3.2	<i>Nitrateinträge in die Oberflächengewässer</i>	187
12.4	Handlungsgebiete und Handlungsbedarf Grundwasser.....	192
13.	Zusammenfassung	197
14.	Literatur	207

1. Hintergrund/Problem

Der Eintrag von Stickstoff (N) und Phosphor (P) in Grund- und Oberflächenwasserkörper stellt auch in Nordrhein-Westfalen ein wesentliches Problem für den Gewässerschutz dar (Borchardt et al., 2005). Dies lässt in zahlreichen Fällen befürchten, dass die in der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000) festgelegten Umweltqualitätsziele nicht eingehalten werden können. Zur Beseitigung dieser Defizite sind wirksame und kosteneffiziente Maßnahmen zu identifizieren und umzusetzen, um bis spätestens 2027 einen „guten Zustand“ in den Wasserkörpern in NRW sowie in den Küstenwasserkörpern der Nordsee zu erreichen.

Die Identifizierung möglichst kosteneffizienter Maßnahmen wird durch zahlreiche Probleme erschwert. So ist oft nicht klar, welche Nährstoffmengen in einem definierten Gebiet auf den unterschiedlichen Eintragspfaden in die Wasserkörper gelangen. Gerade dies ist aber wichtig, um einerseits den Hebel an der richtigen Stelle anzusetzen und andererseits räumliche Belastungsschwerpunkte identifizieren zu können. Ein weiteres Problem besteht in der Prognose der Wirksamkeit der Maßnahmen und der Zeitspanne, in der diese Wirkungen zu erzielen sind. So führt z. B. eine Verringerung der N-Düngung auf landwirtschaftlichen Flächen unter Umständen nur sehr langfristig zu einer Verbesserung der Grundwasserqualität.

Aufgrund der beschriebenen Probleme werden schon seit längerer Zeit Simulationsmodelle zur Prognose der Nährstoffeinträge in Gewässer eingesetzt. Die dazu verwendete Palette an Simulationsmodellen ist groß. So gibt es einerseits Modelle, die weitgehend auf physikalischen Gesetzmäßigkeiten basieren und eher wissenschaftlich ausgerichtet sind. Diese benötigen in der Regel zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Eingangsdaten in hoher Qualität, deren Bereitstellung für größere Gebiete mit sehr großem Aufwand und entsprechend hohen Kosten verbunden ist. Im anderen Extrem kommen empirische Modelle zum Einsatz, bei denen die Zielgröße (z. B. der N-Eintrag in einen Grundwasserkörper) über empirische Gleichungen aus mehr oder weniger einfach zu bestimmenden Parametern abgeschätzt wird, wobei die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf „neue“ Gebiete nicht immer gewährleistet ist. Nicht zuletzt aus diesem Grunde kommen häufig Modelle zum Einsatz, die sowohl physikalisch begründete als auch empirische Komponenten enthalten. Da alle Modelle ihre spezifischen Stärken und Schwächen aufweisen und kein Modell die meist hohen Anforderungen gänzlich erfüllt, wurden z. T. auch „Modellpakete“, angewendet, bei denen man versucht hat, durch die Kombination verschiedener Modelle einen möglichst großen Nutzen im Hinblick auf die Aussagekraft zu erzielen. Ein Beispiel hierfür ist das Forschungsprojekt „AGRUM-Weser“ (Kreins et al., 2010), in dem das agrarökonomische Modell RAUMIS (Henrichsmeyer et al., 1996) mit dem großräumigen Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland, 2002), den reaktiven N-Transportmodellen DENUZ/WEKU (Kunkel & Wendland, 2006; 1997) sowie dem Modell MONERIS (Behrendt et al., 1999) gekoppelt wurde. In diesem Projekt setzte man vor allem auf die Komplementarität der Modelle MONERIS und GROWA-DENUZ-WEKU. Auch in NRW wurden die o.a. Modelle schon mehrfach angewendet. Hinzu kommt in diesem Zusammenhang das ebenfalls im Forschungszentrum Jülich entwickelte Phosphormodell MEPhos (Tetzlaff 2006).

Mit dem Nährstoffbilanzmodell MONERIS, das im Wesentlichen auf empirischen Algorithmen aufbaut, werden die N- und P-Einträge in Oberflächengewässer für punktförmige und diffuse Eintragspfade für einen mehrjährigen mittleren Zustand für Einzugsgebiete ab etwa 100 km² Größe abgeschätzt. Für NRW liegen dem LANUV bislang mit MONERIS berechnete, pfad-spezifische N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer für die Teileinzugsgebiete in NRW vor. Zusätzlich wurde vom LANUV eine MONERIS-Modellierung mit NRW-spezifischen Daten in Auftrag gegeben. Damit wurde eine Grundlage geschaffen, um die relative Bedeutung der verschiedenen Nährstoffeintragspfade in die Oberflächengewässer NRWs abzuschätzen.

Das Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos ist stärker physikalisch basiert und räumlich höher aufgelöst. Dadurch sind eine bessere Berücksichtigung der spezifischen Standorteigenschaften und eine flächendifferenzierte Abbildung von Stoffeinträgen innerhalb von Einzugsgebieten möglich. Dies betrifft insbesondere die Grundwasserbelastung, die Einträge über Drainagen sowie über erosive Einträge. Mit dem Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos, das in NRW bislang bereits erfolgreich in den nordrhein-westfälischen Teilen der Einzugsgebiete von Weser (Kreins et al., 2010; Wendland et al., 2010a) sowie Ems und (teilweise) Rhein (Tetzlaff 2006; Wendland et al., 2007) erfolgreich eingesetzt wurde, werden die Einträge aus der Landwirtschaft in einer hohen räumlichen Auflösung (z. B. im 100·100 m², teilweise sogar 10·10 m² Raster) abgebildet. Dies ermöglicht:

- die Identifizierung von Vorranggebieten (Hotspot-Regionen) für die Einführung von Minderungsmaßnahmen unterhalb der Einzugsgebietsebene
- die räumlich hoch aufgelöste Ermittlung des Nährstoffminderungsbedarfs zur Erreichung von Schutzziele für das Grundwasser und die Oberflächengewässer,
- eine räumlich hoch aufgelöste Prognose der Wirkung von Maßnahmen.

2. Zielsetzung und Gliederung

Ziel des Vorhabens ist die räumlich differenzierte und eintragspfadspezifische Quantifizierung der N- und P-Einträge in die Grund- und Oberflächenwasserkörper NRW, mit einem Schwerpunkt auf der Betrachtung der diffusen, landwirtschaftlichen Quellen. Dies ermöglicht die räumliche Identifizierung von Belastungsschwerpunkten und damit von prioritären Bereichen für die Maßnahmendurchführung. Zudem soll mit Hilfe dieser Modellierung die Wirksamkeit von Maßnahmen prognostiziert werden und eine Kosten-Nutzen-Analyse der infrage kommenden Maßnahmen erfolgen. Die Ergebnisse des Vorhabens sollen dadurch eine wichtige Grundlage für die Auswahl und die räumliche Priorisierung von Maßnahmen zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge in Grund- und Oberflächenwasserkörper in NRW darstellen.

Die Berechnung der diffusen Nährstoffüberschüsse (N und P) aus der Landwirtschaft für das Jahr 2003 soll mit einem erweiterten Bilanzierungsansatz (siehe Osterburg et al. 2008) auf der Grundlage der Regionalstatistik erfolgen. Zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Nährstoffbilanzen soll das Modellsystem RAUMIS eingesetzt werden, welches ein regional differenziertes Agrarsektormodell für die Bundesrepublik Deutschland darstellt. Hauptziele, die mit der Entwicklung des Modellsystems RAUMIS verfolgt wurden, sind erstens die geschlossene, regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors und zweitens die mittelfristige Wirkungsanalyse alternativer Agrar- und Umweltpolitiken hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion, des Faktoreinsatzes im Agrarsektor, des landwirtschaftlichen Einkommens, der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte und der Agrar-Umwelt-Beziehungen.

Für die Modellierung der Nährstoffeinträge in die Vorfluter sollte das im Forschungszentrum Jülich entwickelte Programmpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos verwendet werden, das für die räumlich hoch aufgelöste und eintragspfadspezifische Quantifizierung der N- und P-Einträge in die Vorfluter in besonderem Maße geeignet ist. Ziel der Modellierung mit den hydrologisch/hydrogeologischen Modellansätzen GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos ist daher die flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste Analyse und Bewertung der diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Die Modellierungen sollten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster für die gesamte Landesfläche NRW erfolgen. Hierdurch wurden die Modellrechnungen für jeweils ca. 3,4 Mio. Rasterzellen durchgeführt.

Dabei sollten im Wesentlichen die folgenden Arbeitsschritte erledigt werden:

- a) Parametrisierung der wesentlichen Bestimmungsfaktoren des Nährstoffeintrags (Standort- und Nutzungsfaktoren)
- b) Abschätzung der aktuellen und für 2015 prognostizierten Nährstoffbilanzüberschüsse mit Hilfe des Modells RAUMIS.
- c) Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Vorfluter bei mittleren Abflussbedingungen mit Hilfe des Modellpakets GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos
- d) Identifizierung der Belastungsschwerpunkte (räumlich und getrennt nach Pfaden)

- e) Konkretisierung des Handlungsbedarfs für die Erreichung der Umweltqualitätsziele unter Berücksichtigung der Varianten (i) Ist-Situation und (ii) Düngeverordnung und andere grundlegende Maßnahmen umgesetzt; des weiteren sollen Szenarien zu ergänzenden Maßnahmen berechnet werden, die eine Kosten-Nutzen-Analyse dieser Maßnahmen ermöglichen.

Vorgehensweise

Nach dieser Einleitung werden in Kapitel 3, 4, 5, 6 und Kapitel 7 die Einzelmodelle beschrieben. In Kapitel 8 werden die genutzten Datengrundlagen beschrieben. Die Simulation der hydrologischen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten ist eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P-Einträge in die Vorfluter und wird in Kapitel 9 detailliert dargestellt.

Im Projekt werden zwei zeitliche Analysezeitpunkte untersucht. Zum einen der Ist-Zustand, der für das Jahr 2003 analysiert wird, und zum zweiten das Prognosejahr 2015. Zu diesem Zeitpunkt sollen nach den Zielen der WRRL alle Gewässer einen guten Gewässerzustand erreicht haben. Die Analysen zum Ist-Zustand sind Gegenstand von Kapitel 10 (für N) und 11 (für P). Prognosen für das Jahr 2015 (nur N) finden sich im Kapitel 12.

Nach einer Zusammenfassung (Kapitel 13), wird der Bericht in Kapitel 14 mit einer umfangreichen Literaturliste beendet.

3. Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalisch/chemischen Verhaltens von Stickstoffverbindungen (vor allem Nitrat) und Phosphorverbindungen (vor allem Phosphat) kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung als Eintragspfad zu.

Nitrat wird nicht adsorptiv an Boden- und Gesteinspartikel gebunden. Aus diesem Grund kommt es zu keinem nennenswerten Nitratrückhalt im Untergrund, so dass die nicht von Pflanzen aufgenommenen Stickstoffdünger mit dem fließenden Wasser abtransportiert werden. Dies erfolgt entweder über die Direktabflusskomponenten, durch welche die Nährstoffe mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis in den Vorfluter eingetragen werden oder über den grundwasserbürtigen Abfluss, durch den Nährstoffe den Vorfluter mit großer Zeitverzögerung erreichen. Während des Transports des Nitrats durch den Boden und das Grundwasser kann es in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen zu einem erheblichen Nitratabbau kommen.

Im Gegensatz zum Nitrat werden Phosphorverbindungen unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphorverbindungen werden häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und in gelöster Form in nur ganz geringen Mengen ins Grundwasser und die Vorfluter eingetragen. Phosphorverbindungen aus der Landwirtschaft gelangen daher in der Regel über die Komponenten des Direktabflusses in die Vorfluter. Dies geschieht entweder gebunden an Bodenpartikeln über die Bodenerosion oder über Abschwemmung, wenn die Aufenthaltszeit im Boden kurz ist, so dass keine adsorptive Anlagerung an Bodenpartikel stattfinden konnte.

Die räumlich hoch aufgelöste Simulation der hydrologischen Verhältnisse in NRW ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter.

3.1 Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen

Die gesamte aus einer Landschaft abfließende Wassermenge lässt sich aus der Wasserbilanzgleichung herleiten:

$$Q_{ges} = N - ET_{real} + \Delta S \quad \text{Gl. 1}$$

mit	Q_{ges}	=	Gesamtabfluss	(mm/a)
	N	=	Niederschlag	(mm/a)
	ET_{real}	=	reale Verdunstung	(mm/a)
	ΔS	=	Vorratsänderung	(mm/a)

Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung (ΔS) vernachlässigt werden. Der **Gesamtabfluss** entspricht damit der Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der Höhe der realen Verdunstung und lässt sich in verschiedene Abflussanteile aufgliedern, die auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten den Vorflutern zuströmen.

Als **Oberflächenabfluss** wird nach DIN 4049 der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt (Abbildung 3-1). Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner & Liebscher 1990). Von Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) wird dieser Abflussanteil als „schneller Direktabfluss“ bezeichnet.

Beim Eindringen in den Boden gelangt das Wasser entweder in den Grundwasserbereich oder an eine wenig wasserleitende Schicht über dem eigentlichen Aquifer. Im letzten Fall wird das in den Boden infiltrierte Wasser (**Sickerwasser**) gestaut und fließt hangparallel dem größten Gefälle folgend oberhalb des eigentlichen Grundwasserbereiches in der wasserungesättigten Zone dem Vorfluter zu. Diese Abflusskomponente wird als **natürlicher Zwischenabfluss** bezeichnet und wird in DIN 4049 als der Teil des Abflusses definiert, der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufließt. Die Fließzeit des natürlichen Zwischenabflusses bis zum Eintritt in den Vorfluter ist länger als die des Oberflächenabflusses und bewirkt ein späteres Ansteigen und langsames Abklingen der Abflussganglinien. Häufig wird der Zwischenabfluss in einen „unmittelbaren“ (schnellen) und einen „verzöger-

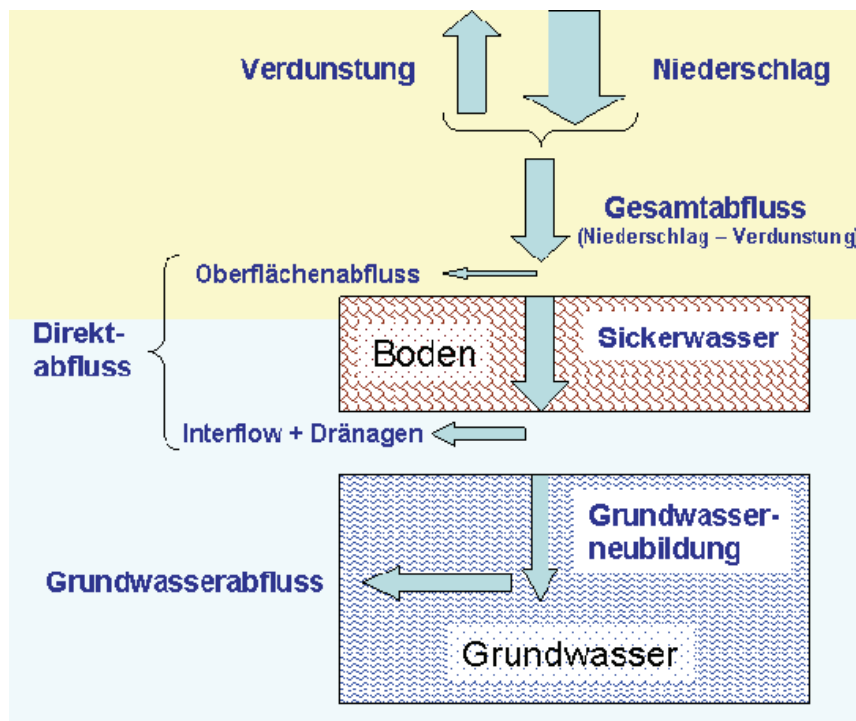


Abbildung 3-1: Die Komponenten des Abflusses

ten“ (langsamen) Zwischenabfluss unterschieden, wobei dem „unmittelbaren Zwischenabfluss“ wesentlich höhere Volumenanteile zugeschrieben werden (Baumgartner & Liebscher 1990). Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) bezeichnen diese Abflusskomponente als „verzögerten Direktabfluss“. Die Fließzeit des Zwischenabflusses im Untergrund liegt meist in der Größenordnung von einem bis zu mehreren Tagen.

Bei grundwasserbeeinflussten oder staunässebeeinflussten Böden wurde der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) in vielen Regionen durch die Installation von Dränagesystemen (Rohrdrainagen, Grabendrainagen) beschleunigt. Hydraulisch stellen Dränagesysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Interflow vergleichbar sind. **Dränageabfluss** und natürlicher Interflow werden daher beide dem Direktabfluss zugeordnet.

Die Summe aus Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen wird in der DIN 4049 als **Direktabfluss** bezeichnet. Der Direktabfluss ist damit die Summe aller Abflusskomponenten, welche mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen. Für die vorliegende Untersuchung wurde dieser Definition gefolgt.

Nach DIN 4049 bezeichnet der Begriff der **Grundwasserneubildung** den Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser. Während die Sickerwassermenge an der Untergrenze des durchwurzelten Bodenraumes gemessen wird, findet die eigentliche Grundwasserneubildung an der Grundwasseroberfläche statt. Grundwasserneubildung findet nur im obersten Grundwasserstockwerk statt, da die Speisung von tieferen Stockwerken als Zusickerung definiert ist.

Als **Basisabfluss** wird nach DIN 4049 der Teil des Abflusses bezeichnet, der nicht zum Direktabfluss eines die Anschwellung (eines Vorfluters) auslösenden Ereignisses zählt. Die Fließzeiten des Basisabflusses sind im Allgemeinen deutlich höher als die der Direktabflusskomponenten. Zum Basisabfluss gehören die Abflussanteile, die mit der Grundwasserneubildung in den Grundwasserraum eingetragen werden. Dieses Wasser bewegt sich als **grundwasserbürtiger Abfluss** dem hydraulischen Potential folgend dem Vorfluter zu.

Im langjährigen Mittel ist die Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses nahezu gleichbleibend, so dass man bei Betrachtung größerer Zeiträume von einem Gleichgewicht zwischen der aus infiltrierten Niederschlägen dem Grundwasserraum zufließenden und der aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abströmenden Wassermenge sprechen kann. Als Teil des Wasserhaushaltes eines Gebietes entspricht der grundwasserbürtige Abfluss nach DIN 4049 der Grundwasserneubildung. Von Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) wird der Basisabfluss in den „kurzfristigen“ Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und den „langfristigen“ Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss) unterschieden. Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneubildung (Q_{gw}) (Peschke 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - Q_D$$

Gl. 2

mit	Q_{gw}	=	mittlere Grundwasserneubildungsrate	(mm/a)
	N	=	mittlere Niederschlagshöhe	(mm/a)
	ET_{real}	=	mittlere reale Verdunstungshöhe	(mm/a)
	QD	=	mittlere Direktabflusshöhe	(mm/a)

Die Simulation der hydrologischen Situation in NRW erfolgte basierend auf dem GROWA-Modell, welches von Kunkel & Wendland (2002) im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“ zur Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten und des Nitratabbauvermögens im Boden entwickelt und auf das gesamte Einzugsgebiet der Elbe angewendet worden ist. In den Folgejahren wurde das GROWA-Modell sowohl kontinuierlich erweitert, z. B. zur expliziten Berücksichtigung gedränter Flächen (Tetzlaff et al., 2008a), als auch auf andere Landschaftsräume übertragen, z. B. auf die Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sowie die Metropolregion Hamburg (Dörhöfer et al. 2001; Bogena et al. 2003; Tetzlaff et al. 2003, 2004; Kunkel et al., 2006). Aus diesem Grunde wird an dieser Stelle auf eine ausführliche Beschreibung des GROWA-Modells verzichtet und nur die grundlegende Verfahrensweise dargestellt. Ausführlichere Modellbeschreibungen finden sich z. B. in den o.a. Literaturstellen

3.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe

Das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland, 2002) ist ein empirisches Verfahren, mit dem verschiedene Wasserhaushaltskomponenten flächendifferenziert berechnet werden können: reale Verdunstungshöhe, Gesamtabflusshöhe, Direktabflusshöhe (Oberflächenabfluss, natürlicher Interflow, Abfluss aus Dränagen) und Grundwasserneubildungshöhe. Die Berechnung der realen Verdunstungshöhe basiert auf der Beziehung von Renger & Wessolek (DVWK 1996), die aus umfangreichen Feldversuchen zur Ermittlung der realen Verdunstung für verschiedene Landnutzungsarten (Ackerland, Grünland, Laubwald, Nadelwald) abgeleitet wurde. Der Gültigkeitsbereich der von Renger u. Wessolek angegebenen Beziehung ist auf ebene, grundwasserferne und unversiegelte Standorte beschränkt. Hennings (2000) gibt für das Verfahren eine maximale Hangneigung von 3,5 % an. Darüber hinaus gelten noch klimatologische Einschränkungen. Bei landwirtschaftlicher Nutzung soll der Jahresniederschlag 800 mm und bei forstwirtschaftlicher Nutzung 1300 mm nicht überschreiten.

Um eine flächendeckende Berechnung der Gesamtabflusshöhen zu gewährleisten, wurden von Kunkel & Wendland (2002), Bogena et al. (2003) und Tetzlaff et al. (2004) Erweiterungen der Methodik im Hinblick auf die Berücksichtigung von Relief, Grundwassereinfluss, Versiegelung und Geologie vorgenommen. Die Gesamtabflusshöhen werden nach diesem Ansatz nach der folgenden Beziehung berechnet:

$$\begin{aligned} Q_{ges} &= N_j - ET_{real} \\ &= N_j - f_h \cdot \left[a \cdot N_{So} + b \cdot N_{Wi} + c \cdot \log(W_{pfl}) + d \cdot ET_{pot} + e \cdot V + g \right] \end{aligned} \quad \text{Gl. 3}$$

mit:	ET_{real}	=	mittlere jährliche Höhe der realen Verdunstung	(mm/a)
	f_h	=	topographischer Korrekturfaktor	

N_j	=	Jahresniederschlagshöhe	(mm/a)
$N_{so.}$	=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr	(mm/a)
$N_{wi.}$	=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr	(mm/a)
$W_{pfl.}$	=	pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	(mm)
$ET_{pot.}$	=	mittlere jährliche potenzielle Verdunstung	(mm/a)
V	=	Versiegelungsgrad	(%)
a, \dots, g	=	bodenbedeckungsabhängige Koeffizienten	

Als Basisdaten werden klimatische Größen (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), Bodenparameter (pflanzenverfügbares Bodenwasser) und die Versiegelung benötigt. Die Regressionskoeffizienten ($a \dots g$) sind abhängig von der jeweils vorliegenden Bodenbedeckung. Die Werte können Tabelle 3-1 entnommen werden:

Tabelle 3-1: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach Renger & Wessolek (DVWK 1996).

Landnutzung	a	b	c	d	e
Ackerland	0,08	0,39	153	0,12	-109
Grünland	0,10	0,48	286	0,10	-330
Nadelwald	0,29	0,33	166	0,19	-127
Laubwald	0,047	0,047	0	0,02	430,1

Den Definitionen nach DIN 4049 folgend wird der Gesamtabfluss im GROWA-Modell in die vier Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Dränabfluss, (natürlicher) Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung aufgeteilt:

$$Q_{Ges} = Q_O + Q_D + Q_Z + Q_{Gw} \quad \text{Gl. 4}$$

mit:	Q_{Ges}	=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	[mm/a]
	Q_O	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	[mm/a]
	Q_D	=	mittlere jährliche Dränabflusshöhe	[mm/a]
	Q_Z	=	mittlere jährliche Zwischenabflusshöhe	[mm/a]
	Q_{Gw}	=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	[mm/a]

Diese Abflusskomponenten werden durch zeitlich konstante Abflussanteile beschrieben, die jeweils von verschiedenen Standortkenngößen abhängig sind:

$$Q_{Ges} = r_o \cdot Q_{Ges} + r_d \cdot Q_{Ges} + r_z \cdot Q_{Ges} + r_b \cdot Q_{Ges} \quad \text{Gl. 5}$$

mit:	r_o	=	Oberflächenabflussanteil	(-)
	r_d	=	Dränabflussanteil	(-)
	r_z	=	Zwischenabflussanteil	(-)
	r_b	=	Basisabflussanteil	(-)

3.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses

Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Vor allem als Eintragspfad für Phosphor spielt die Abschwemmung eine wesentliche Rolle.

Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf stark reliefierte Mittelgebirgsregionen und grundwassernahe Standorte beschränkt. Aus diesem Grund erfolgt die Ermittlung des Oberflächenabflusses bei hydrologischen Fragestellungen oft mit zeitlich hoch aufgelösten Modellen. Aufgrund der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen mittleren langjährigen Nährstoffüberschüsse war eine ereignisbezogene Ermittlung der Höhe des Oberflächenabflusses bzw. der über Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer gelangenden N- und P-Frachten im Rahmen des Projektes nicht angemessen.

Die Bestimmung der über Abschwemmungs- und Erosionsvorgänge in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffüberschüsse erfolgte daher über eine Verknüpfung mit den im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen. Zu deren Berechnung wurde ein Ansatz des US Soil Conservation Service (1972) verwendet, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird:

$$Q_O = Q_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_{Jahr} - 500)^{1,65} \quad \text{Gl. 6}$$

mit:	Q_O	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	N_{Jahr}	=	mittlere jährliche Niederschlagshöhe	(mm/a)
	Q_{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Nach dieser Gleichung wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag (wie z. B. die Niederrheinische Bucht) ein sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. Bei Niederschlägen von 1000 mm/a beträgt der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss ca. 5 % und steigt bis auf ca. 18 % bei Jahresniederschlägen von 1500 mm, was den Verhältnissen in den Höhenlagen der Mittelgebirge in NRW nahe kommt.

3.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe

Die Sickerwasserrate, die die Höhe der Nitratkonzentration im Sickerwasser maßgeblich beeinflusst, ergibt sich aus der Differenz von Gesamt- und Oberflächenabfluss:

$$Q_{SW} = Q_{ges} - Q_O \quad \text{Gl. 7}$$

mit:	Q_{SW}	=	Sickerwasserrate (mm/a)
	Q_{ges}	=	Gesamtabfluss (mm/a)
	Q_O	=	Oberflächenabfluss (mm/a)

3.5 Ausseparierung von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen

Die in den Boden einsickernden Abflussanteile gelangen als Zwischenabfluss, Dränageabfluss oder als Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer. Zur Ermittlung der Zusicke-rungsraten zum Grundwasser (Grundwasserneubildungshöhe) wird im GROWA-Modell eine Abflussseparation auf der Basis statischer Basisabflussanteile durchgeführt. Hierbei wird die Basisabflusshöhe im langjährigen Mittel als konstanter, von bestimmten Flächeneigenschaften abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe beschrieben:

$$Q_{gw} = BFI \cdot Q_{ges} \quad \text{Gl. 8}$$

mit:	Q_{gw}	=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	(mm/a)
	BFI	=	Basisabflussanteil	(-)
	Q_{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Es wurde ein hierarchischer Ansatz verwendet, bei dem jeweils nur eine Gebietskenngröße als bestimmend für den Basisabflussanteil angesehen wird. Weitere Parameter werden erst dann betrachtet, wenn die primäre Gebietskenngröße nicht relevant ist. Jeder Eigenschaft wird dabei ein charakteristischer BFI-Wert zugeordnet. Der hierarchische Ansatz ist fünfstufig gegliedert (vgl. Abbildung 3-2).

Zunächst wird für den betreffenden Standort bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor wird überprüft, ob eine künstliche Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu erwarten ist. In diesem Fall werden nach dem Ansatz von Tetzlaff et al. (2008, a) potenziell gedränzte landwirtschaftliche Nutzflächen ausgewiesen und in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Bodennutzung ein fester Dränabflussanteil zugeordnet. (vgl. Kapitel 8.5.). Ist eine künstliche Entwässerung eher unwahrscheinlich, werden für Lockergesteinsbereiche zusätzlich die bodenhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. In Festgesteinsbereichen wird ausschließlich die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen.

Für die fünf abflussrelevanten Gebietseigenschaften (siehe Abbildung 3-2) wurden insgesamt 22 unterschiedliche Standortklassen definiert, denen jeweils ein BFI-Wert zugeordnet wurde. Dies sind im Detail (siehe auch Bogena et al. 2003):

- Zwei Versiegelungsklassen zur Ausweisung der Grundwasserneubildung in urbanen Regionen entsprechend des Versiegelungsgrades.
- Eine Klasse zur Berücksichtigung künstlich entwässerter Regionen
- Drei Klassen zur Unterscheidung des Einflusses des Grundwasserflurabstandes (in Lockergesteinsbereichen).
- Zwei Klassen zur Differenzierung des Staunäseeinflusses (in Lockergesteinsbereichen).

- Sieben Neigungsklassen zur Berücksichtigung des Einflusses der Hangneigung (in Lockergesteinsbereichen).
- Sieben Durchlässigkeitsklassen zur Berücksichtigung des Einflusses der geologischen Untergrundverhältnisse (in Festgesteinsbereichen).

Die Basisabflussanteile wurden anhand gemessener Abflusswerte für die betrachtete Zeitreihe einzugsgebietsbezogen kalibriert. Hierzu wurde die Summe der BFI-Werte jedes Standortparameters eines Einzugsgebietes, gewichtet mit dem jeweiligen Flächenanteil, mit den beobachteten BFI-Werten verglichen. Die BFI-Werte der Standortmerkmale wurden in einem nächsten Schritt so variiert, dass die Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen einzugsgebietsbezogenen Werten für alle betrachteten Einzugsgebiete optimal war. Das bestimmende Maß hierfür war das Minimum der kleinsten Fehlerquadrate (Maximum Likelihood). Zur Abtrennung der Grundwasserneubildung aus den gemessenen Pegelwerten wurde in Lockergesteinsregionen das Verfahren nach Wundt (1958) und in Festgesteinsgebieten das Verfahren nach Kille (1970) angewandt. Als Ergebnis der Kalibrierung ergab sich ein Satz von BFI-Werten, der für die Gesamtheit der betrachteten Einzugsgebiete zu einer optimalen Anpassung führt. Dieser Parametersatz wurde anschließend flächendeckend angewendet.

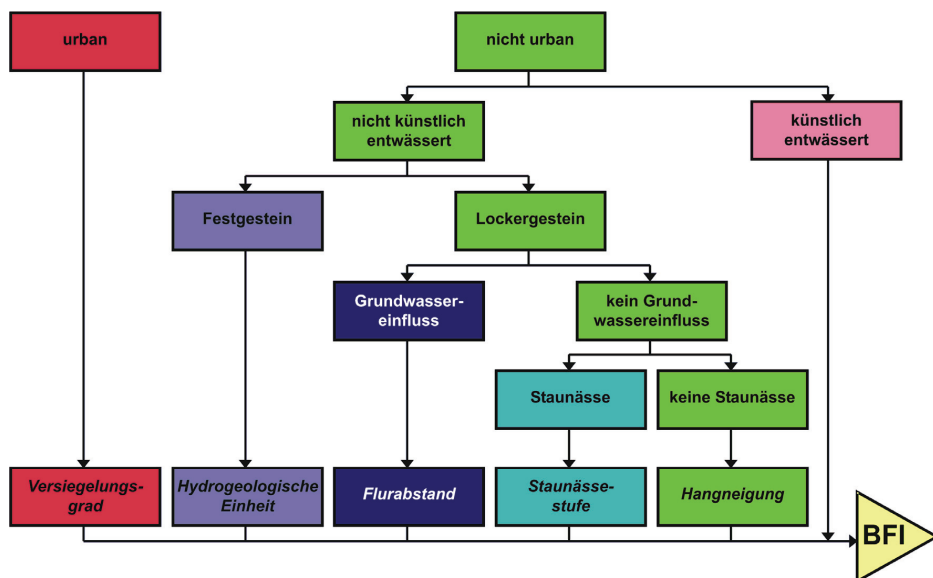


Abbildung 3-2: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell.

4. Simulation der diffusen Nährstoffüberschüsse (RAUMIS-Modell)

Mit dem regionalisierten Agrarsektormodell RAUMIS lassen sich grundsätzlich Anpassungsreaktionen der Landwirtschaft in Deutschland an sich ändernde Rahmenbedingungen in einem komparativ-statischen Vergleich abschätzen. Im Forschungsvorhaben wird das Modell insbesondere zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung regionaler Nährstoffbilanzüberschüsse in NRW verwendet. Die Grundlagen des Modells werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

4.1 Zielsetzung des Modellsystems

RAUMIS ist ein partielles Angebotsmodell für den landwirtschaftlichen Sektor Deutschlands (Henrichsmeyer et al., 1996). Mit diesem Modell werden vor allem folgende Ziele verfolgt:

1. Geschlossene regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors durch Zusammenführung von Informationen verschiedenster Datenherkunft. Auf dieser Grundlage können beispielsweise umfangreiche Analysen der Ex-post-Entwicklung von Wettbewerbsfähigkeit zwischen den Regionen und zwischen Produktionsalternativen in Deutschland analysiert werden.
2. Simulation mittel- bis langfristiger Wirkungsanalysen alternativer Agrar- und Umweltpolitiken. Untersucht werden die Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Produktion, den Faktoreinsatz im Agrarsektor, die landwirtschaftlichen Einkommen und die Agrar-Umwelt-Beziehungen (Weingarten 1997a, 1997b).

Regionale und zeitliche Differenzierung

Die räumliche Differenzierung des Angebotsmodells RAUMIS basiert auf der Datenverfügbarkeit der administrativen Einheit des Landkreises bzw. der kreisfreien Stadt. Durch Zuordnung der meisten der kreisfreien Städte zu benachbarten Landkreisen werden derzeit insgesamt 326 Modellkreise abgebildet. Über diese starke regionale Untersetzung werden die sehr heterogenen natürlichen Standortbedingungen in Deutschland sowie die unterschiedlichen Betriebsstrukturen weitgehend berücksichtigt. Darüber hinaus wird eine kleinräumliche Ebene zur Untersuchung der Umwelt-Agrar-Beziehungen erreicht.

Zeitlich werden in Abhängigkeit von der Periodizität der Agrarberichterstattung sechs so genannte Basisjahre unterschieden, und zwar die Jahre 1979, 1983, 1987, 1991, 1995 und 1999. Maßgeblich sind dafür die Informationen der Bodennutzungshaupterhebung (alle vier Jahre) und Viehzählung (alle zwei Jahre), mit Angaben zur Flächennutzung und durchschnittlichen Viehbeständen auf Kreisebene.

Prozessanalyse

Das Modellsystem RAUMIS ist in enger Anlehnung an die offizielle landwirtschaftliche Gesamtrechnung (LGR) konzipiert und entspricht den Regeln und Definitionen des „Europäischen Systems Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen“ (ESVG)¹. Die Abbildung der gesamten Produktion des Agrarsektors erfolgt in über 50 landwirtschaftlichen Produkten, die mit einer Positivliste der LGR übereinstimmen. Ebenso wird im Modell der gesamte Input erfasst, der zur Erzeugung dieser landwirtschaftlichen Produktion notwendig ist.

Die gesamten sektoralen Produktions- und Inputmengen werden in diesem Prozessanalyseansatz auf verschiedene Produktionsaktivitäten in den abgegrenzten Modellkreisen verteilt und zugeordnet. Dabei liegen auf Kreisebene umfassende Informationen aus Fachstatistiken zu den Produktionsumfängen der über 40 abgebildeten Aktivitäten im Modellsystem RAUMIS vor, nicht jedoch zu den regional eingesetzten Inputmengen.

Die ermittelten durchschnittlichen Input-Aufwendungen der einzelnen Produktionsalternativen im jeweiligen Modellkreis basieren auf Kalkulationsdaten. Hier werden teils trendbasierte Funktionen verwendet, teils ertragsabhängige Bedarfsfunktionen eingesetzt. Zur Ableitung der Maschinenkosten, Reinvestitionskosten sowie Arbeitsbedarfe, die vor allem von der eingesetzten Technologie und den bestehenden Betriebsstrukturen abhängen, wird ein so genanntes Technologiemodul eingesetzt. Für jeden der Modellkreise wird eine aktivitätsanalytisch differenzierte Matrize aufgestellt. Die 326 Prozessanalysematrizen der Modellkreise werden in einem Konsistenzrahmenmodell mit der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung abgeglichen. Zum Vergleich dienen hierbei allerdings Dreijahresdurchschnitte der LGR, um von jahresspezifischen Sondereinflüssen zu abstrahieren.

Das Modellsystem RAUMIS verfolgt einen komparativ-statischen Ansatz bei der Prognose. Zwei zentrale Bereiche sind zu unterscheiden. In einem ersten Schritt erfolgt die Definition der Produktionsalternativen und der Restriktionen, die für die Entscheidungseinheiten im Zieljahr gelten. Bei der Spezifizierung der nichtoptimierungsendogenen Variablen sind folgende Module zu unterscheiden:

1. Trendbasierte Fortschreibung von Ertrags- und Inputkoeffizienten, Kapazitäten sowie Preisen bzw. Preisindizes.
2. Übernahme exogener Informationen in das Modellsystem beispielsweise aus anderen Modellen (AGEMEMOD, CAPRI)² oder von Marktexperten z. B. BMELV, vTI.
3. Anpassung der optimalen speziellen Intensität der Pflanzenproduktion an geänderte Preisrelationen.

In einem zweiten Schritt erfolgt die Ermittlung der optimalen Produktionsstruktur in den Modellkreisen hinsichtlich des Entscheidungskriteriums der Gewinnmaximierung. Die optimalen Produktionsstrukturen werden im Rahmen eines mathematischen Programmierungsmodells

¹ Vgl. EUROSTAT (1989): Handbuch zur landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung, Luxemburg.

² Britz, W. (ed) (2005). CAPRI Modelling System Documentation (online).

unter Verwendung des Ansatzes der Positiven Quadratischen Programmierung bestimmt (Howitt, 1995).

Für jeden einzelnen der Modellkreise sowie für deren Aggregate liegen dann Informationen zu den Produktionsumfängen der über 40 landwirtschaftlichen Hauptverfahren, zu den Produktionsmengen von über 50 landwirtschaftlichen Erzeugnissen, zum Vorleistungs- und Primärfaktoreinsatz sowie zu den Entlohnungen der ausgeschöpften Kapazitäten, zur Einkommensrechnung gemäß der LGR sowie zu den Umweltindikatoren in den Basisjahren vor.

Die Einkommensrechnung erfolgt nicht nur aggregiert auf Modellkreisebene, sie kann ebenfalls nach den definierten Produktionsalternativen differenziert aufgearbeitet werden. Dadurch lassen sich Wettbewerbsvergleiche einzelner Produktionsalternativen zueinander und zwischen den Regionen durchführen. Die Einkommensbegriffe entsprechen ebenfalls der Definition der LGR.

In den modellgestützten Wirkungsanalysen mit dem Informationssystem RAUMIS erfolgt zunächst eine Status-quo-Projektion zum Zieljahr (derzeit das Jahr 2015). Darauf aufbauend werden Politikszenerarien formuliert und Änderungen dieser Politikparameter in Wirkungsprognosen analysiert (Kreins et al. 2004).

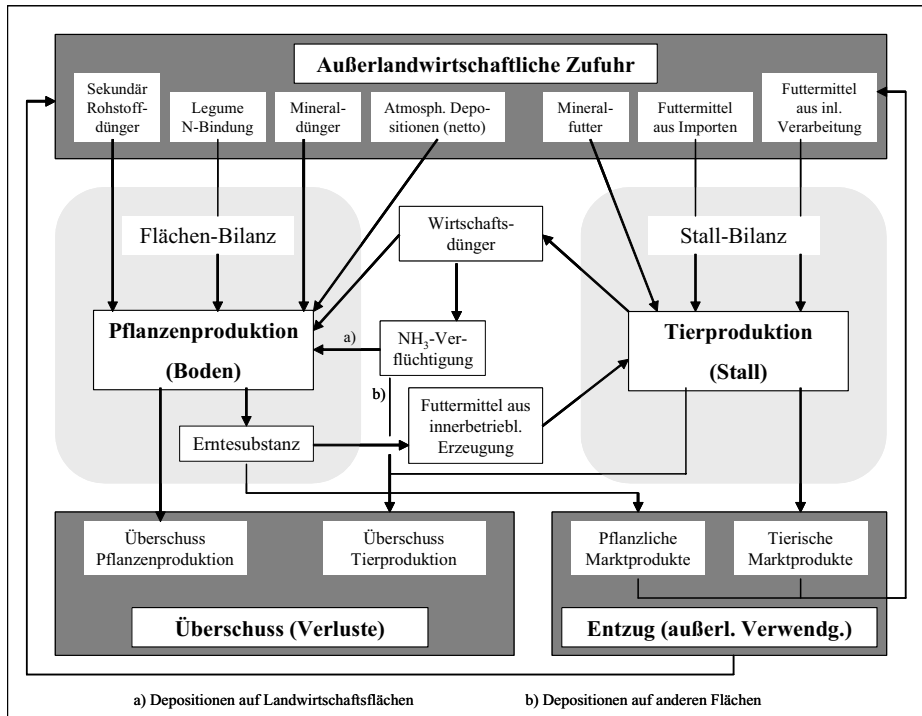
4.2 Nährstoffbilanzierung im RAUMIS-Modell

Nach PARCOM (1993) lassen sich grundsätzlich zwei Vorgehensweisen zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Nährstoffströme unterscheiden: Die „nationale Grundmineralbilanz“ (auch sektorale oder „Hofor-Bilanz“) und die vollständige nationale Mineralbilanz.

Bei der nationalen Grundmineralbilanz wird der Agrarsektor als ein „Hof“ im Sinne einer Black Box betrachtet, in den Nährstoffe einfließen (Mineraldünger, extern erzeugte Futtermittel) bzw. dem Nährstoffe entzogen werden (Verkauf landwirtschaftlicher Produkte an andere Sektoren). Eine Betrachtung der Nährstoffflüsse innerhalb des „Hofes“ ist nicht möglich.

Die vollständige nationale Mineralbilanz stellt eine Ergänzung der oben geschilderten sektoralen Bilanz dar, da sie einen Einblick in die intrasektoralen Stoffflüsse des Agrarsektors gestattet (Bach et al., 1997). Dieser wird in den Bereich Boden (pflanzliche Produktionsverfahren) und Stall (tierische Produktionsverfahren) untergliedert. Stoffflüsse zwischen „Boden“ und „Stall“ (z. B. Ausbringung des Wirtschaftsdüngers auf hofeigener Fläche; Verfütterung intern erzeugter Futtermittel an betriebseigenes Vieh) können bei diesem Verfahren ausgewiesen und differenziert betrachtet werden (Quelle: Bach et al. (1997), siehe Abbildung 4–1).

Neben der Untersuchung intrasektoraler Stoffflüsse ist eine spezifische Bilanzierung der Teilbereiche Tier- und Pflanzenproduktion möglich, da die jeweils relevanten Input- und Outputgrößen getrennt ausgewiesen und betrachtet werden können. Zur Erstellung einer Gesamtbilanz werden die Ergebnisse der Einzelbilanzen miteinander verknüpft.



Quelle: Bach et al. (1997).

Abbildung 4-1: Fließschema der vollständigen nationalen Mineralbilanz für die Landwirtschaft nach PARCOM-Richtlinie

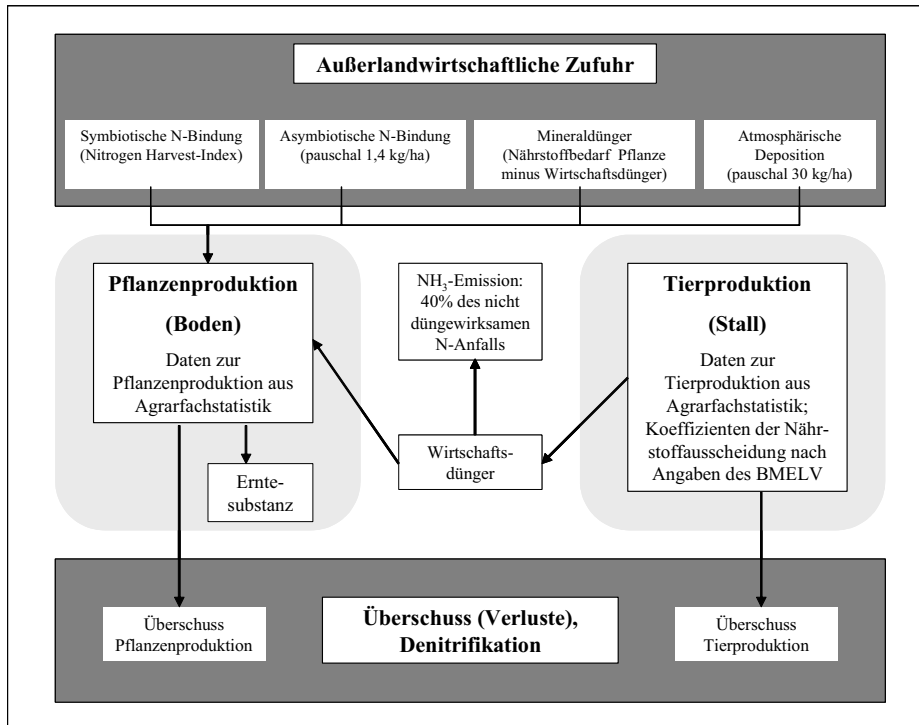
Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung im RAUMIS

Die im RAUMIS praktizierte Vorgehensweise zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Nährstoffflüsse stellt eine Zwischenposition der beiden nach PARCOM unterschiedenen Methoden dar (siehe Abbildung 4-2).

Ergänzend zur nationalen Grundbilanz ist die Abbildung einzelner intrasektoraler Stoffflüsse, wie z. B. die ausgebrachte Menge an Wirtschaftsdünger, möglich. Den Anspruch einer vollständigen nationalen Mineralbilanz erfüllt die Vorgehensweise im RAUMIS jedoch nur teilweise, da die Inputgrößen der Pflanzen- (Siedlungsabfälle, Klärschlamm sowie Saatgut) und Tierproduktion (Mineralfuttermittel, Futtermittel aus Importen, inländischer Verarbeitung sowie hofeigener Erzeugung) nicht differenziert ausgewiesen werden³.

Im Agrarsektormodell RAUMIS ist die Bilanzierung der Nährstoffe Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) möglich (Kreins et al., 2007). Die Anzahl der zu bilanzierenden Positionen

³ Eine spezifische Bilanzierung des Teilbereiches „Stall“ ist somit im RAUMIS nicht möglich. Das regionale Aufkommen an Wirtschaftsdünger wird durch den Tierbestand der Untersuchungsregion sowie den jeweiligen tierartspezifischen Ausscheidungskoeffizienten ermittelt. Gleichwohl folgt die im RAUMIS angewandte Vorgehensweise einer Nährstoffbilanzierung nach den PARCOM Prinzipien.



Quelle: Eigene Darstellung (vTI-LR).

Abbildung 4-2: Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS

hängt von dem jeweils betrachteten Nährstoff ab und ist für Stickstoff am umfangreichsten (siehe Tabelle 4-1).

Tabelle 4-1: Position der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für N, P und K

		N	P	K
Nährstoffzufuhr	Wirtschaftsdünger	X	X	X
	Mineralischer Dünger	X	X	X
	Symbiotische Fixierung	X		
	Asymbiotische Fixierung	X		
	Atmosphärische Einträge	X		
Nährstoffentzüge bzw. -verluste	Entzüge durch das Erntegut	X	X	X
	Ammoniakverluste	X		
	Auswaschung / Anreicherung im Boden	X	X	X
Nährstoffbilanzsaldo	Denitrifikation	X		

Quelle: Eigene Darstellung (vTI-LR) nach HENRICHMEYER et al. (1992, S. 22).

Schätzung der Nährstoffbedarfe

Um die Höhe der auf landwirtschaftlicher Fläche zugeführten Nährstoffe bestimmen zu können muss zunächst abgeschätzt werden, wie hoch der Bedarf der auf der Fläche angebauten Kulturen an den zu bilanzierenden Nährstoffen ist.

Zur Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im RAUMIS lineare, ertragsabhängige Bedarfsfunktionen genutzt. Da die Ertragshöhe eines Anbaujahres zum Düngezeitpunkt noch nicht feststeht, werden regionale Ertragserwartungswerte modellendogen anhand Trendschätzungen bestimmt (Henrichsmeyer et al., 1996). Die Ableitung von Stickstoffbedarfsfunktionen (vgl. Tabelle 4-2) basiert hierbei auf Angaben des KTBL zum Düngerbedarf landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.

Tabelle 4-2: Nährstoffbedarfe der Pflanzenverfahren (kg/ha) in Abhängigkeit vom Ertrag (dt/ha)

	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
WWEI	2,5 * E	0,8 * E	0,6 * E
SWEI	2,5 * E	0,8 * E	0,6 * E
ROGG	20 + 2,0 * E	0,8 * E	0,6 * E
WGER	20 + 2,0 * E	0,8 * E	0,6 * E
SGER	40 + 1,0 * E	0,8 * E	0,6 * E
HAFE	40 + 1,0 * E	0,8 * E	0,8 * E
SGET	20 + 2,0 * E	0,8 * E	0,6 * E
KMAI	40 + 2,0 * E	0,8 * E	0,5 * E
HUEL		1,15 * E	1,4 * E
FKAR	40 + 0,4 * E	0,14 * E	0,6 * E
SKAR	70 + 0,2 * E	0,14 * E	0,6 * E
ZRUE	80 + 0,2 * E	0,1 * E	0,25 * E
SOPF	145	43	143
RAPS	30 + 6,0 * E	1,8 * E	1,0 * E
SOEL	4,0 * E	1,8 * E	1,0 * E
GEMU	250	75	325
OBST	85	15	100
REBL	130	50	70
WIES (1)	-80 0,6 * E	0,21 * E	0,65 * E
WEID (1)	-20 + 0,5 * E	0,21 * E	0,65 * E
HUTU (1)			
KLEE (1)	-20 + 0,2 * E	0,16 * E	0,68 * E
LUZE (1)	-20 + 0,2 * E	0,16 * E	0,68 * E
FEGR (1)	0,6 * E	0,21 * E	0,65 * E
SMAI (1)	0,4 * E	0,16 * E	0,45 * E
SHAC (1)	0,25 * E	0,08 * E	0,45 * E

(1) Für die Grundfütterverfahren wird der Ertrag in dt Frischmasse/ha zugrundegelegt.

Quelle: Eigene Berechnungen nach KTBL: Datensammlung für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft, 13. Auflage, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 1993; VETTER, H., FÜRCHTENICHT, K., HAASE, R., KLASING, A., MÄHLHOPP, R. und G. STEFFENS: Wege zur Optimierung der Düngung in Weser-Ems, Landwirtschaftsverlag Weser-Ems, Oldenburg, o. J.; WINTER, F., JANSSEN, H., KENNEL, W., LINK, H. und R. SILBEREISEN: Anleitung zum Obstbau, 30. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1991; STORCK, H. (Hrsg.): Taschenbuch des Gartenbaues, 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart; FAUSTZAHLEN: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 12. Auflage Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 1993.

Aufgrund seiner chemischen Beschaffenheit steht der auf der Fläche verbleibende Stickstoff nicht zu 100 % der Folgefrucht zur Verfügung. Diesem Umstand wird im RAUMIS durch die Anwendung eines N-Rücklieferungsindex begegnet. Die N-Rücklieferung ergibt sich aus dem N-Gehalt der Gesamtpflanze abzüglich des N-Gehaltes ihres Haupternteproduktes. Das Ergebnis dieser Subtraktion wird in einem zweiten Schritt mit dem jeweiligen fruchtart-spezifischen N-Rücklieferungsindex multipliziert.

Der symbiotischen Bindung von Luftstickstoff durch Leguminosen, die als zusätzliche N-Quelle bei der Berechnung der N-Bedarfsfunktionen bedacht werden muss, wird durch die Implementierung eines Nitrogen-Harvest-Index (NHI) Rechnung getragen.

Berücksichtigung regionaler Standortfaktoren

Bei der Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im RAUMIS standortspezifische Besonderheiten der regionalen Boden- und Klimaverhältnisse berücksichtigt. Diese Vorgehensweise wird gewählt, da in Abhängigkeit des Klimas und der Bodenverhältnisse einer Region die Gefahr einer Auswaschung von Nährstoffen unterschiedlich hoch ist und insofern zur Sicherung landwirtschaftlicher Erträge ein mehr oder weniger hoher Bedarf an Nährstoffen veranschlagt werden muss.

Der potenzielle Mehrbedarf an Stickstoff hängt laut Krüll (1988) von

- der nutzbaren Feldkapazität des Bodens,
- der Wasserdurchlässigkeit des Bodens sowie
- den Jahresniederschlägen ab.

Zur Bestimmung der regionalen Bodenverhältnisse wird die Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 1995) genutzt. Den in der BÜK beschriebenen Bodentypen wird wiederum eine Relativzahl für die Wasserdurchlässigkeit und Durchlüftung sowie die nutzbare Feldkapazität des Wurzelraumes zugewiesen.

Auf Kreisebene liegen die Daten der verschiedenen Bodentypen hinsichtlich einer landwirtschaftlichen bzw. forstwirtschaftlichen Nutzung undifferenziert vor. Eine regionale Zuordnung wird durch die Reihung der verschiedenen Bodentypen nach ihrer Ertragsfähigkeit vorgenommen. Böden mit der höchsten Punktezahl werden dem Ackerland, Böden mit mittleren Punktezahlen dem Grünland und Böden mit der geringsten Punktezahl dem Wald zugeschrieben.

Die Bestimmung der Grünland- und Ackerflächen erfolgt unter Verwendung der Daten der Bodennutzungshaupterhebung von 1991 (Statistisches Bundesamt, 1993). Zur Ermittlung der durchschnittlichen jährlichen Niederschläge wird für die alten und die neuen Bundesländer auf unterschiedliche Datenquellen zurückgegriffen. Grundlage zur Berechnung der Stickstoffbedarfsfaktoren sind Angaben der Bayerischen Landesanstalt für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur (1986) (siehe Tabelle 4-3), die wiederum auf Ermittlungen von Kuntze et al. (1988) beruhen.

Tabelle 4-3: Eckwerte zur Berechnung der N-Bedarfsfaktoren im Ackerbau in Abhängigkeit von Boden und Klima

Standort	Nutzbare Feldkapazität des Bodens (mm)	Wasserdurchlässigkeit und Belüftung des Bodens	Jahresniederschläge (mm)
Gut	>200 sehr hoch	Hoch	<700
Mittel	>90–200 mittel, hoch	Eingeschränkt	<700–800
Schlecht	<90 gering	Ungenügend	>800

Quelle: Henrichsmeyer et al., 1996

Bei der Ermittlung des N-Bedarfsfaktors werden die nutzbare Feldkapazität, die Wasserdurchlässigkeit und die Durchlüftung des Bodens sowie die Niederschläge im Verhältnis 2:1:1 miteinander verrechnet (Henrichsmeyer et al., 1996; Krüll, 1988). Der hierbei bestimmte Mehrbedarf wird dem ertragsabhängigen Stickstoffbedarf zugeschlagen. Während ein „guter Standort“ keinen Zuschlag erhält, wird der theoretische N-Bedarf eines „schlechten Standortes“ um bis zu 50 % erhöht. Um den Einfluss des Stickstoffmehrbedarfsfaktors zu verringern, wird er mit 0,9 multipliziert.

4.3 Beschreibung der Bilanzpositionen im RAUMIS

Zur besseren Transparenz der N-Bilanzierung werden im Folgenden die einzelnen Bilanzpositionen aufgelistet und näher erläutert.

Wirtschaftsdünger

Der im RAUMIS ausgewiesene Anfall tierischer Nährstoffe basiert auf den regionalen Umfängen der Tierproduktionsverfahren sowie auf den tierartspezifischen Koeffizienten der Nährstoffausscheidung. Die Umfänge tierischer Produktionsverfahren werden im RAUMIS endogen ermittelt und fußen auf statistischen Datenquellen. Die Koeffizienten der Nährstoffausscheidung wurden auf Grundlage statistischer Angaben des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) für die Anwendung im RAUMIS erstellt.

In Anlehnung an die Vorgehensweise von Bach et al. (1997) wird eine Korrektur des Nährstoffaufkommens aus Wirtschaftsdüngern durch die Anrechnung eines „tierischen Überschusses“ vorgenommen. Der Umfang dieses Überschusses beträgt für das Basisjahr 1999 bei Stickstoff 13 % der jeweiligen, im RAUMIS festgestellten Nährstoffmenge aus wirtschaftseigenen Düngemitteln. Die so ermittelte Residualgröße „tierischer Überschuss“ geht ergänzend in die Berechnung des Nährstoffaufkommens aus Wirtschaftsdünger mit ein.

Der somit ermittelte Umfang organischer Nährstoffe aus der Tierhaltung wird im RAUMIS der Deckung des Nährstoffbedarfs landwirtschaftlicher Kulturarten zugeschrieben. Da die in wirtschaftseigenen Düngemitteln enthaltenden Nährstoffe unterschiedlichen Ausnutzungsgraden unterliegen, werden im RAUMIS nährstoffspezifische Mineraldüngeräquivalente errechnet.

Die Höhe des Mineraldüngeräquivalents hängt bei Stickstoff zunächst von der Art des ausgebrachten Wirtschaftsdüngers ab. Es wird die Ausbringung von Rinder-, Schweine- und

Geflügelgülle sowie von Festmist als unterschiedliches Verfahren berücksichtigt. Die Ableitung des Festmistanteils basiert auf der regionalen Bestandgrößenstruktur. Der in ihm enthaltene Stickstoff wird konstant mit einem Mineraldüngeräquivalent von 25 % angerechnet.

Zur Bestimmung des Mineraldüngeräquivalents der verschiedenen Gülleverfahren wurde im RAUMIS eigens ein Güllemodul implementiert (Tissen, 1991).

Mineraldünger

Die Höhe des Mineraldüngereinsatzes wird auf nationaler Ebene durch statistische Quellen ausgewiesen. Daten über regionale Aufwandmengen liegen jedoch nicht vor, sodass ein Verfahren zur Verteilung des mineralischen Düngers auf die Modellkreise im RAUMIS entwickelt wurde.

Bei der Ermittlung regionaler Mineraldüngereinsatzmengen wird für die verschiedenen Nährstoffe von teilweise unterschiedlichen Einflussfaktoren ausgegangen. Diese Einflussfaktoren lassen sich mit Hilfe der folgenden zwei Gleichungen beschreiben:

$$Bed_N_{\min r} = f(E_{fr}, SBFN_r, NRL_f, NWD_r, NMD\ddot{A}_r, KFN) \quad \text{Gl.9}$$

$$Bed_P_{\min r} = f(E_{fr}, PAUS_f, PWD_r, PMD\ddot{A}, KFP) \quad \text{Gl.10}$$

mit: Bed_Nminr, Bed_Pminr: regionale Mineraldüngerbedarfe N, P
 Efr: regions- und fruchtartenspezifische Erträge
 SBFNr: regionsspezifischer N-Bedarfsfaktor
 NRLf: fruchtartenspezifische N-Rücklieferung
 NWD_r, PWD_r: regionaler Wirtschaftsdüngeranfall N, P
 NMDÄ_r: regionale Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger N
 PMDÄ: Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger P
 PAUSf: fruchtartenspezifische Auswaschung P
 KFN, KFP: Korrekturfaktoren für den Mineraldüngereinsatz N, P

In diesem Kapitel werden die einzelnen Schritte zur Ableitung des Mineraldüngereinsatzes näher erläutert.

Die Höhe der Gesamtzufuhr von organischem und mineralischem Dünger wird in Abhängigkeit der jahresspezifischen Ertragsersparung für die verschiedenen Feldfrüchte unter Berücksichtigung regionaler Boden- und Klimaverhältnisse berechnet. Zur Erfüllung des Gesamtbedarfs eines Nährstoffes wird zunächst der pflanzenverfügbare Anteil des Wirtschaftsdüngers herangezogen. Die Deckung des verbleibenden Defizits wird im RAUMIS durch die Anrechnung mineralischer Düngemittel erreicht. Die auf Grundlage dieser Vorgehensweise berechneten regionalen Mineraldüngermengen werden in einem zweiten Schritt über alle Regionen und Verfahren aggregiert und anhand der aus der Officialstatistik bekannten Sektorwerte kalibriert.

Zusätzliche Positionen der Stickstoffbilanz

Zusätzliche Positionen zur Bilanzierung landwirtschaftsbürtigen Stickstoffs im RAUMIS sind

- die symbiotische N-Fixierung sowie

- die asymbiotische N-Fixierung.

Die Anrechnung des symbiotisch fixierten Stickstoffs richtet sich nach dem regionalen Anbaumumfang an Leguminosen. Für asymbiotisch fixierten Stickstoff wird pauschal ein Wert von 1,4 kg N/ha veranschlagt. Der atmosphärische Stickstoffeintrag findet in den hydrologischen Modellen Berücksichtigung.

Nährstoffentzüge

Der Entzug von Nährstoffen wird im RAUMIS für den Bereich „Boden“ auf Grundlage der regionalen Umfänge der pflanzlichen Produktionsverfahren sowie der Koeffizienten zu den Nährstoffgehalten im Erntegut ermittelt. Die Koeffizienten zu den Nährstoffgehalten im Erntegut beruhen auf Angaben des BMELV.

Des Weiteren werden die bei Lagerung und Ausbringung des Wirtschaftsdüngers entstehenden Verluste an Stickstoff als Nährstoffentzug berücksichtigt. Hierbei wird angenommen, dass 40 % des nicht düngewirksam werdenden Stickstoffanfalls aus der Tierproduktion in Form von Ammoniak entweicht.

Nährstoffbilanzsalden

Nährstoffzufuhr und Nährstoffentzug bzw. -verlust werden bei der Bilanzierung gegenübergestellt, um somit den Nährstoffsaldo eines Landkreises bzw. einer Gemeinde zu errechnen. Ein hierdurch ermittelter Nährstoffüberschuss kann als potenzielle Gefahrenquelle diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer interpretiert werden.

4.4 Weiterentwicklung der N-Bilanzierung für die Ist-/Zustandsbeschreibung

Bilanzierungsmethode

Im Rahmen eines Vorprojektes zum WAgriCo-Projekt des Landes Niedersachsen wurde die Berechnungsmethodik von N-Bilanzen modifiziert. Auf der Basis einer Vielzahl von einzelbetrieblichen Informationen wurden im wesentlichen Koeffizienten zum Ausnutzungsgrad des Wirtschaftsdüngers und zum Mineraldüngereinsatz geschätzt, wobei Teile dieser Koeffizienten in Abhängigkeit der Betriebsgruppe und der jeweiligen Rinder- bzw. Schweinebesatzdichte ermittelt wurden. Die detaillierte Vorgehensweise kann im Arbeitsbericht des Projektes nachgelesen werden (Schmidt et al., 2007).

Diese Methode wurde auch für dieses Projekt eingesetzt. Bei der Übertragung der neuen Methodik auf das Bundesland NRW wurde aus mehreren Gründen eine Modifizierung des Ansatzes vorgenommen:

1. Datengrundlage: Die nicht flächendeckend vorliegenden Informationen zur Rinder- und Schweinebesatzdichte in den einzelnen Betriebsgruppen erfordert eine Abänderung der Vorgehensweise. Der Einfluss dieser Bilanzgrößen wurde durch betriebsgruppenunabhängige Koeffizienten zur regionalen Schweine- und Rinderbesatzdichte ersetzt. Hierzu wurde ein funktionaler Zusammenhang zwischen den regionalen betriebsgruppenabhängigen Koeffizienten und den regionalen Schweine- und Rinderbesatzdichten

geschätzt. Trotz der unterschiedlichen Vorgehensweise korrelieren die regionalen N-Bilanzen mit $r^2=0,98$ sehr stark.

2. Kalibrierungsfaktor für Mineraldüngereinsatz: Der normativ ermittelte Mineraldüngereinsatz wird durch einen Kalibrierungsfaktor auf das beobachtete Niveau der länderspezifischen Mineraldüngereinsatzmenge laut Großhandelsstatistik skaliert. Die Verwendung dieser Statistik ist mit einigen Unsicherheiten behaftet. So können beispielsweise durch die bundesländerübergreifende Verflechtung der Handelsunternehmen, Mineraldüngermengen, die in einem Bundesland über ein Handelsunternehmen bezogen werden, letztendlich in einem anderen Bundesland an den Endverbraucher ausgeliefert werden. Eine geeignetere Statistik ist nicht verfügbar. Einen Hinweis auf solche Verzerrungen kann die Höhe des Skalierungsfaktors geben, der für das Bundesland NRW nahe bei 1 liegt.
3. Atmosphärische Deposition: Im WAgriCo-Projekt wird zur Berücksichtigung der atmosphärischen Einträge ein regional einheitlicher pauschaler Wert unterstellt. Für das AGRUM-Projekt sollen flächendeckend regional differenzierte Angaben des Gauger-Modells genutzt werden (Datengrundlagen: Gauger et al., 2008).
4. Für die Berechnung der N- und P-Bilanzen für das Jahr 2003 wurden nicht die tatsächlichen Erträge des Jahres zugrunde gelegt. Da es sich um ein extremes Trockenjahr gehandelt hat, würden die daraus resultierenden niedrigen Erträge dazu führen, dass die N- und P-Bilanzen überschätzt werden. Um ein durchschnittliches Jahr abzubilden, wurden deshalb die Trenderträge berücksichtigt, die sich in einem Jahr mit durchschnittlichem Witterungsverlauf wahrscheinlich eingestellt hätten.
5. Da sich die im RAUMIS-Modell berechneten N- und P-Bilanzen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche beziehen, wurden sie für die Verrechnung in den hydrologischen Modellen auf die Landwirtschaftsfläche umgerechnet.
6. Die hier dargestellten N-Bilanzüberschüsse berücksichtigen noch nicht die atmosphärischen N-Depositionen. Diese werden von den hydrologischen Modellen differenziert nach der Flächennutzung für die Berechnung der Gesamt-N-Einträge addiert.

Regionale Differenzierung

Um Gefährdungspotenziale einzelner Regionen zu differenzieren, reicht eine Unterteilung der Gebiete auf der Aggregationsebene der Landkreise, wie es ursprünglich in RAUMIS vorgenommen wurde, oftmals nicht aus. Aufgrund starker Heterogenitäten innerhalb eines Landkreises bezüglich Viehbesatzdichten, Düngungsintensitäten und Ertragspotenzialen zeigen die daraus errechneten N-Bilanzen in den Gemeinden eines Landkreises große Unterschiede. Eine Disaggregation der Daten auf Basis der Gemeindeebene ist daher zur Abschätzung der Gefährdung einzelner Regionen und zur Überprüfung, inwieweit die Umsetzung verschiedener Maßnahmen zur Minderung der N-Überschüsse beiträgt, von großer Bedeutung.

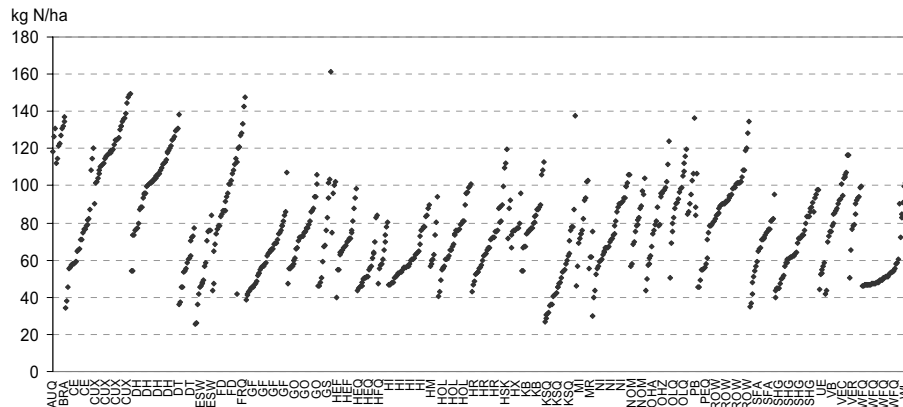


Abbildung 4-3: N-Bilanzen in den Gemeinden der Flussgebietseinheit Weser, gruppiert nach Landkreisen (kg N / ha LF; 2003)

Dies lässt sich beispielsweise an der Flussgebietseinheit Weser verdeutlichen, die sich ganz oder teilweise auf 39 RAUMIS-Modellregionen bezieht. Für die in diesen Modellregionen liegenden Gemeinden wurden in einem anderen Projekt N-Bilanzen berechnet und jeweils nach ansteigendem Saldo sortiert. Durch diese Darstellungsweise (siehe Abbildung 4-3) wird die Heterogenität bezüglich der N-Bilanzen innerhalb der einzelnen Modellregionen (Landkreise) deutlich.

So ergeben sich beispielsweise für die Region Diepholz (DH) rechnerische N-Bilanzsalden zwischen rund 70 und 140 kg N/ha. Demgegenüber ist die Heterogenität in der Region Wolfenbüttel (WFQ) weit weniger ausgeprägt. Hier liegen die N-Bilanzsalden zwischen 45 und 60 kg N/ha. Eine vergleichbare Heterogenität ist auch im Bundesland NRW erwartbar.

4.5 Implementierung des Stickstoffvergleichs laut Düngeverordnung

Für die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2015 spielt die Düngerverordnung von 2006 eine wesentliche Rolle. Darin ist der zulässige Stickstoffbilanzüberschuss in landwirtschaftlichen Betrieben ab dem Jahr 2009 auf maximal 60 kg N je ha LF begrenzt. Der betriebliche Nährstoffüberschuss ist nach einem festgelegten Nähr-/Stickstoffvergleich zu ermitteln. Da landwirtschaftliche Betriebe die Bilanzierung in der Komplexität wie bspw. in RAUMIS nicht durchführen können, wurden in der Düngerverordnung (DüV) an die Praxis angepasste Auflagen festgelegt.

Neben den Verhaltensregeln der DüV zur guten Fachlichen Praxis, die sich in der Regel nicht quantitativ modellieren lassen und deren Wirkung (sofern vorhanden) schwer einschätzbar sind, beinhaltet die DüV zwei konkrete Restriktionen, die das Düngemanagement beeinflussen und in § 4 (Bestimmte Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate oder Pflanzenhilfsmittel) und § 5 (Nährstoffvergleiche) der DüV festgelegt werden. Von diesen Restriktionen, die in das RAUMIS-Modell integriert wurden, wird nach Einschätzung der Ex-

perten die wesentliche Wirkung der DüV ausgehen. Im RAUMIS-Modell wurde die DüV wie folgt umgesetzt:

- Maximale Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger: In RAUMIS wurde eine zusätzliche Restriktion bzgl. der maximalen Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger in Höhe von 170 kg N je ha Ackerfläche und 230 kg N je ha Grünlandfläche integriert. Bei den Berechnungen wurde der erlaubte Verlustabzug in Stall und Lager berücksichtigt, so wie sie in der Anlage „Kennzahlen für die sachgerechte Bewertung zugeführter Stickstoffdünger“ der DüV beschrieben sind. Die Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf Dauerkulturflächen (z. B. Obstflächen) wurde bei den Analysen nicht zugelassen.
- Stickstoffvergleich: Die DüV schreibt vor, dass abgesehen von wenigen Ausnahmen von allen Betrieben ein Stickstoffvergleich zu erstellen ist. Hierbei wird die N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger nach Abzug der Stall-, Lagerungs- und der Ausbringungsverluste (z. B. bei Rindergülle bis 30 %, Rindermist bis 40 %, bei Weide bis 75 %) berechnet. Zusätzlich sind unvermeidbare Verluste anrechenbar. Im RAUMIS-Modell wird in Abhängigkeit der Betriebsstruktur eine Einschätzung über den Anteil der Fest- und Flüssigmistverfahren vorgenommen. Diese Information kann zur Berechnung der Ausbringungsverluste herangezogen werden. Keine Informationen liegen hingegen für den Anteil der Tierhaltung vor, die mit Weidegang gehalten werden. Hier wurde ein regional einheitlicher Verlustkoeffizient von 40 % für die Verfahren, wie zum Beispiel die Milchkuhhaltung oder Färsenaufzucht, unterstellt.

5. Simulation der diffusen Nitratreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (DENUZ-WEKU-Modell)

Der Austrag von Nitrat in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer ist immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Für die diffusen Nitratreinträge, die vor allem aus überschüssigen Düngermengen aus der Landwirtschaft resultieren, ist insbesondere der unterirdische Abfluss von Bedeutung. In Abbildung 5-1 sind schematisch die relevanten Eintragspfade für Nitrat in Lockergesteinsregionen dargestellt. Hierbei handelt es sich um die Direktabflusskomponenten (Drainageabfluss und Abfluss über Entwässerungsgräben) sowie über den Grundwasserabfluss. Abbildung 5-2 zeigt dagegen schematisch die relevanten Eintragspfade für Nitrat in Festgesteinsregionen. Dort spielen neben dem Grundwasserabfluss die Direktabflusskomponenten natürlicher Zwischenabfluss sowie untergeordnet der Oberflächenabfluss eine entscheidende Rolle.

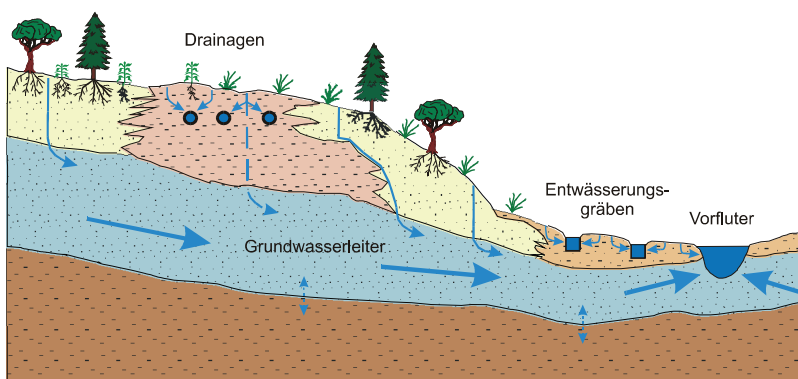


Abbildung 5-1: Schematische Darstellung von unterirdischen Entwässerungspfaden in Lockergesteinsregionen.

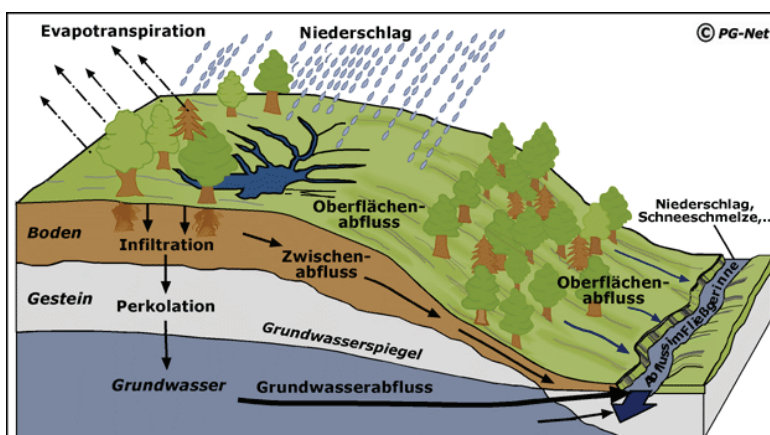


Abbildung 5-2: Schematische Darstellung von Entwässerungspfaden in Festgesteinsregionen (nach Ahnert, 1996)

Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangt Nitrat mit unterschiedlicher Zeitverzögerung nach seinem Eintrag in die Oberflächengewässer. Auf seinem Transport in der ungesättigten Zone und im Grundwasserraum unterliegt das Nitrat Abbauprozessen, durch die Belastungen unterliegender Gewässersysteme je nach Standortbedingung deutlich verringert werden können, sofern die Abbaukapazität der Gesteins- und Sedimentformationen nicht überschritten wird.

5.1 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)

Die im Boden vorliegenden Stickstoffüberschüsse gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und reduziertem Humusgehalt zu rechnen (siehe auch Hoffmann 1991; Wendland 1992; Köhne & Wendland 1992; Wendland et al. 1993; Kunkel & Wendland 2006; Kreins et al. 2010). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt (siehe Gl.11):

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \quad \text{Gl.11}$$

mit: $N(t)$: Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t
 t : Verweilzeit
 D_{\max} : maximale Denitrifikationsrate
 k : Michaelis-Konstante

D_{\max} bezeichnet hierbei die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus Bodeneigenschaften ableiten lässt. Hierzu wurde auf eine in Niedersachsen erstellte Studie zurückgegriffen, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis der Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen worden sind. Dabei wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen bzw. maximaler Denitrifikationsraten voneinander unterscheiden (siehe Tabelle 5–1). Da sich die in NRW vorkommenden Böden nicht grundlegend von den Böden in Niedersachsen unterscheiden, wurden die Böden NRWs entsprechend klassifiziert.

Tabelle 5-1: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (nach Wienhaus et al. 2008).

Denitrifikationsstufen Nr.	Bezeichnung	Rate kg N/ha/a	Grund-/ Stauwasser- einfluss	Geologische Aus- gangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
1	sehr gering	<10 [10]	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine sandige Lockergestei- ne	Felshumusboden, Syro- sem ¹⁾ , Ranker, Regosol ¹⁾ , Rendzina, Braunerde ¹⁾ , Podsol ¹⁾
2	gering	10 – 30 [20]	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina ¹⁾ , Pa- rabraunerde ¹⁾ , Pelosol, Tschernosem ²⁾ , Auenbo- den ²⁾ , Kolluvisol ¹⁾ , Plaggenesch ¹⁾
			[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergestei- ne, geringe Humusge- halte	Podsol-Gley (Sand- Gley); Pseudogley
3	mittel	30 – 50 [40]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] schluffig-lehmige Lo- ckergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseu- dogley-Gley, Haftnässepseudogley
4	hoch	50 – >150 [60]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley- Auenboden ³⁾
			Grundwasser nur zeit- weise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Nieder- moortorfe	Niedermoor, Hochmoor
5	sehr hoch	>>150 [100]	[nass] ganzjähriger Grundwassereinfluss (MHGW ≤ 6 dm)	[humos – reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Ge- steine mit hohem Anteil an C und reduziertem S ⁴⁾)	Gley-Tschernosem, Marschböden
				[Torfe] Torfe, torfhaltige Sub- strate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

(GÄTH et al. 1997, NLFb-Arbeitskreis „Bodenkundliche Beratung in WSG“, modifiziert)

1) bei mittleren bis starken Gley- oder Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher

2) bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher

3) bei organischer Substanz >1 % oder Sulfidvorkommen im gesättigten Bereich eine Stufe höher

4) z. B. Lias, Untere Kreide und Braunkohle- bzw. pyrithaltige Geschiebelehne

Die Michaelis-Konstante (k), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Konzentrationen bestimmt, wurde nach (Köhne & Wendland, 1992) auf Werte zwischen 18,7 kg/(ha·a) (gute Denitrifikationsbedingungen) und 2,5 kg/(ha·a) (schlechte Denitrifikationsbedingungen) gesetzt. Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelter Bodenzone (t_{Boden}) bestimmt.

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Gl.12) wird dabei aus der nutzbaren Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings, 2000; Müller & Raissi, 2002), wobei der Index i läuft dabei über alle denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils. :

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{\text{SW}}} \sum_i nFK_i \cdot d_i \quad \text{Gl.12}$$

mit: t_{Boden} Verweilzeit des Sickerwassers im Boden [a]
 Q_{sw} Sickerwasserrate [mm/a]
 nFK Wasserspeichervermögen (nutzbare. Feldkapazität) [mm/dm]

d Schichtmächtigkeit [dm]

Die Denitrifikation im Boden, in Gl. 13 als d_{Boden} bezeichnet, ergibt sich dann aus dem Verhältnis des Nitrataustrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Gl. 11 berechnet werden kann, und dem verlagerbaren N-Überschuss.

$$d_{\text{Boden}} = \frac{N(D_{\text{max}}, k, N_0, t_{\text{Boden}})}{N_0} \quad \text{Gl. 13}$$

mit: $N(t)$: Nitratgehalt im Boden nach der Verweilzeit t_{Boden} [kg/(ha·a)]
 N_0 : Verlagerbare N-Überschüsse im Boden [kg/(ha·a)]

5.2 Potenzielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser/Stickstoffausträge aus dem Boden

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden (RAUMIS-Modellerggebnis des vTI) und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können nach Gl. 13 die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die N-Austräge aus dem Boden quantifiziert werden. Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate lässt sich hieraus die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnen (Gl. 14).

$$c_{\text{NO}_3} = \frac{N(t_{\text{Boden}})}{Q_{\text{sw}}} \cdot 443 \quad \text{Gl. 14}$$

mit: c_{NO_3} : Potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
 $N(t_{\text{Boden}})$: Verlagerbare N-Überschüsse im Boden [kg/(ha·a)]
 Q_{sw} : Sickerwasserrate [mm/a]

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (Obermann, 1981; Schulte-Kellinghaus, 1987; Voss, 1985; Fraters, 2006; Broers et al., 2004). Die quantifizierten Stickstoffausträge aus dem Boden bzw. die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser stellen also die Mengen bzw. Konzentrationen dar, die in das Grundwasser oder über den Direktabfluss in die Vorfluter eingetragen werden.

Geht man davon aus, dass die Nitratausträge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, d. h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, so teilen sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des GROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung/Direktabfluss auf. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA also ergeben hat, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 80 % zur Grundwasserneubildung beiträgt, so bedeutet dies gleichsam, dass 80 % der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Für

diesen Teil der aus dem Boden ausgewaschenen N-Mengen, ist also der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel & Wendland, 1997; Wendland et al., 2004; Kunkel & Wendland, 2006). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitrat-abbau berücksichtigt.

5.3 Simulation des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser (WEKU-Modell)

Gelangt Nitrat mit dem neu gebildeten Grundwasser in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet (Obermann 1982). Leicht metabolisierbare Kohlenstoffe treten nach Rohmann & Sontheimer (1985) in vielen Grundwasserleitern jedoch häufig in nur geringen Konzentrationen auf, und/oder sind, wie Obermann (1982) am Beispiel des Wasserwerks Mussum zeigen konnte, durch den gestiegenen Eintrag von Nitrat in den Grundwasserleiter bereits weitgehend verbraucht. Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle 1989).

Bei Reduktionsvorgängen wird zunächst immer das Oxidationsmittel verbraucht, durch dessen Reduktion der höchste Energiebeitrag freigesetzt wird. Energetisch niedrigere Oxidationsmittel können erst nach Aufbruch der höheren reduziert werden. Daher erfasst die Reduktionswirkung von Stoffdepots im Aquifer zunächst den Sauerstoff und dann das Nitrat (vergleiche hierzu auch Leuchs 1988; Böttcher et al. 1985; Andersen & Kristiansen 1984). In dieser Reihenfolge nimmt das Redoxpotential ab. Da sich die Reduktion durch Sauerstoff und die Denitrifikation gegenseitig ausschließen, bilden sich im Aquifer vertikale Zonen aus, in denen jeweils vorwiegend eine dieser Reaktionen abläuft. Naturgemäß erfolgt die Reduktion durch Sauerstoff in der geringsten Tiefe. Die Tiefenlage der einzelnen Zonen ist abhängig von der Geschwindigkeit des Grundwasserumsatzes, der Verfügbarkeit an reduzierten Verbindungen im Aquifer sowie der Menge an nachgeliefertem Nitrat. Oft sind die Zonen nicht sehr scharf voneinander getrennt. Ist ein Grundwasser sauerstofffrei, kann das mit dem Sickerwasser in den Grundwasserleiter eingetragene Nitrat während der Verweilzeit im Aquifer bei Anwesenheit von organischen Kohlenstoffverbindungen und/oder reduzierten Schwefel-Eisen-Verbindungen (Pyrit) zu molekularem Stickstoff (N_2) reduziert werden.

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von Böttcher et al. (1985, 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen im Anströmungsbereich eines Brunnens des Wasserwerks Fuhrberg unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z. B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, Konzentrations-Tiefenfunktionen des Grundwassers, Rohwasserkonzentration des Förderbrunnens, Analyse des Grundwasserströmungsfeldes) bestimmt. Danach kann die Abnahme der Nitratkonzentration im Aquifer bei bestimmender autotropher Denitrifikation

durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben werden (vgl. Kapitel 5.3.2.). Zur Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratausträge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein

1. die Nitratreinträge in den Aquifer
2. das Nitratabbauvermögen bzw. die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer
3. die Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer

Die Verfahrensweise zur Bestimmung der Höhe der Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurde im letzten Kapitel bereits beschrieben. Im Folgenden wird näher auf die Quantifizierung der beiden anderen Größen eingegangen.

5.3.1 Analyse des Nitratabbauvermögens der Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1 mg/l auf (DVWK 1992). Die weitgehende Nitratfreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer Sauerstofffreiheit verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan (mehr als 0,2 mg Fe(II)/l bzw. mehr als 0,05 mg Mn(II)/l) auftreten. Nitrat-reduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z. B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organische Substanzen. Daher ist oft auch der DOC, mit dem indirekt der Gehalt an organischer Substanz im Grundwasserleiter bestimmt wird, erhöht.

Wo diese reduzierenden Stoffe im Untergrund fehlen, bleibt der Nitratgehalt, den das neu gebildete Grundwasser aufweist, größtenteils erhalten. Hierdurch können stark schwankende Nitratkonzentrationen auftreten, die je nach Eintrag an der Grundwasseroberfläche zwischen weniger als 1 mg/l und weit über 100 mg/l liegen können. Der Nitratgehalt des Grundwassers ist daher selbst ein wichtiges Kriterium für die Klassifizierung einer grundwasserführenden Gesteinseinheit hinsichtlich des Nitratabbauvermögens. Kennzeichnend für den nicht nitratabbauenden Grundwassertyp sind weiterhin das Fehlen von Ionen des zweiwertigen Eisens und Mangans sowie das nur untergeordnete Auftreten von organischen Substanzen.

Um die grundwasserführenden Gesteinseinheiten nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) bzw. nicht nitratabbauende (oxidierte) Aquifere zu untergliedern, wurden in Anlehnung an DVWK (1992), Hannappel (1996), Obermann (1982) und Hölting (1996) Konzentrationsbereiche für die wesentlichen „Indikator-Parameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können. Diese sind in Tabelle 5-2 aufgeführt, wobei allerdings beachtet werden muss, dass es sich hierbei nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt. In der Regel überlappen beide Grundwassertypen, so dass die in Tabelle 5-2 dargestellten Konzentrationen als Orientierungswerte zu betrachten sind.

Außerdem gilt der Grundsatz, dass nicht jeder Grundwassertyp alle in der Tabelle aufgeführten Kennzeichen in der genannten Ausprägung aufweisen muss. Ist aber ein Wasser sauer-

stoffarm und nitratfrei und weist einen hohen Gehalt an Eisen und Mangan auf, so ist es damit als reduziert gekennzeichnet. Schon Gerb (1958) hat festgestellt, dass dabei jede Beziehung zwischen der Restkonzentration an Nitrat und der an Eisen etwa derart, dass der Nitratgehalt eines Wassers umso geringer wird, je eisen(II)-reicher es ist oder umgekehrt, fehlt. Es lässt sich nur sagen, dass Wässer, deren Eisen(II)-Gehalte über 0,2 mg/l Fe(II) liegen, nur selten Nitratkonzentrationen enthalten, die größenordnungsmäßig über 1 mg/l NO_3^- liegen.

Tabelle 5-2: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland & Kunkel, 1999)

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierter Grundwässer
Nitrat	<1 mg/l NO_3^-	Je nach Eintrag
Eisen (II)	>0,2 mg/l Fe (II)	<0,2 mg/l Fe (II)
Mangan (II)	>0,05 mg/l Mn (II)	<0,05 mg/l Mn (II)
Sauerstoff	<2 mg/l O_2	>2 mg/l O_2

Das hydrochemische Milieu des Grundwassers hängt insbesondere von Wechselwirkungsprozessen des Wassers mit den durchströmten Gesteinen während der Untergrundpassage ab und kann über längere Zeiträume als wenig veränderlich angenommen werden. Fasst man Gesteine gleicher Lithologie und gleicher Hydrodynamik zusammen, so kann erwartet werden, dass die so ausgewiesenen Gesteinseinheiten auch einen ähnlichen Lösungsinhalt aufweisen (vgl. Hannappel und Voigt 1999; Gabriel und Ziegler 1997; Kunkel et al., 2004; Wendland et al., 2008). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassermessstellen (bzw. -gütedaten) für eine hydrogeologische Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tabelle 5-2 aufgeführten relevanten Parameter zu charakterisieren.

Eine Bezugseinheit wurde dem Grundtyp mit überwiegend nitratabbauenden Eigenschaften dann zugeordnet, wenn die Sauerstoff- und Nitratgehalte generell gering sind und weniger als 50 % der Messwerte oberhalb des Grenzbereiches für oxidierte Aquifere nach Tabelle 5-2 (2 mg/l O_2 bzw. 1 mg/l NO_3^-) liegen. Zugleich überschreiten in mehr als 75 % der Fälle die Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen die in Tabelle 5-2 angegebenen Werte (0,2 mg/l Fe(II) bzw. 0,05 mg/l Mn(II)). Die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser erfolgt also in drei Schritten (siehe Kunkel & Wendland, 2006):

1. In einem ersten Schritt wird eine digitale, flächendeckende Karte der hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens zu unterscheidenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten generiert (siehe Wendland et al., 2008).
2. Parallel hierzu werden die zur Verfügung stehenden Grundwasseranalysen in einer GIS-Datenbank zusammengefasst.
3. Die Grundwasseranalysen werden auf die grundwasserführenden Gesteinseinheiten bezogen und die Lösungsinhalte der betrachteten Grundwasserinhaltsstoffe für die jeweilige Gesteinseinheit statistisch ausgewertet. Auf Basis der statistischen Auswer-

tung wird schließlich das Nitratabbauvermögen in der jeweiligen grundwasserführenden Gesteinseinheit ausgewiesen.

5.3.2 Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer

Die Abnahme des Nitratgehaltes im Aquifer lässt sich, wie oben bereits erwähnt, nach Böttcher et al. (1989) durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben:

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \quad \text{Gl. 15}$$

mit: $N(t)$: Nitratgehalt im Grundwasser nach der Verweilzeit t
 t : Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer
 k_n : Denitrifikationskonstante

Die Lösung der Differentialgleichung für den Anfangswert $N(t=0)=N_0$ ist:

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \quad \text{Gl. 16}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehaltes im Grundwasser exponentiell mit der Verweilzeit im Grundwasser zur Folge (vgl. Kapitel 5.3.3.). Die Berechnung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Vorfluter erfordert also die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des Nitratabbaus erfolgt auf Rasterbasis, so dass sich der Nitratgehalt des Grundwassers nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserverweilzeit innerhalb der Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Für Gesteinseinheiten mit guten Abbaubedingungen wurden auf Basis einer Reihe von Untersuchungen Werte für die Denitrifikationskonstante abgeleitet. Aus den Arbeiten von Böttcher et al. (1989) im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen $0,34$ und $0,56 \text{ a}^{-1}$ ableiten, was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen $1,2$ und $2,1$ Jahren entspricht. Untersuchungen von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von $k_n \approx 0,17 \text{ a}^{-1}$, wobei der Autor davon ausgeht, dass der Nitratumsatz mit leicht metabolisierbarem Kohlenstoff in ungestörten Grundwasserleitern schneller abläuft (Faktor 2) als ein Nitratumsatz mit reduzierten Schwefelverbindungen. Neuere Untersuchungen von Walther et al. (2003) im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für k_n zwischen $0,2 \text{ a}^{-1}$ und $0,5 \text{ a}^{-1}$. Für reduzierte Aquifere, in denen eine Denitrifikation möglich ist, wurde daher von einer Denitrifikationskonstante von $k_n = 0,34 \pm 0,1 \text{ a}^{-1}$ ausgegangen. In Regionen mit schlechten Denitrifikationsbedingungen wurde eine Denitrifikationskonstante von $k_n < 10^{-3} \text{ a}^{-1}$ angesetzt; der Mischtyp wurde mit $k_n = 0,2 \pm 0,1 \text{ a}^{-1}$ berücksichtigt.

5.3.3 Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratausträge in die Oberflächengewässer spielt, neben den kinetischen Parametern der Denitrifikation im Grundwasser, insbesondere das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente eine entscheidende Rolle.

Zur Modellierung der Verweilzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies durch eine numerische Grundwassermodellierung erfolgen, bei der die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefeaufgelöst nachgebildet werden können.

Für gesamte Bundesländer stehen hingegen im Allgemeinen nur Datengrundlagen ohne Tiefenauflösung zur Verfügung. So weist die hydrogeologische Übersichtskarte HK100 im Maßstab 1:100.000 zwar eine recht hohe laterale Auflösung auf, ihr sind jedoch kaum relevante Angaben über die Tiefenstruktur der Aquifere zu entnehmen. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge auf Landesebene vorliegen, kann lediglich eine zweidimensionale Modellierung der Verweilzeiten des Grundwassers bzw. des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser vorgenommen werden. Hierbei wird vereinfachend angenommen, dass das Grundwasser entlang der Grundwasseroberfläche in ein Oberflächengewässer abströmt.

Das WEKU-Modell (Wendland 1992; Kunkel 1994; Kunkel & Wendland 1997; Kunkel & Wendland 1999; Wendland et al., 2004) bietet die Möglichkeit, eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten basierend auf zweidimensionalen, landesweit verfügbaren Datengrundlagen vorzunehmen. Mit dem WEKU-Modell kann abgeschätzt werden, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage der grundwasserführenden Gesteinseinheiten einen Fluss, einen See oder das Meer zu erreichen. Das Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen.

Die hierzu benötigten Informationen können aus Grundwassergleichenplänen und hydrogeologischen Übersichtskarten abgeleitet werden. Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch Unsicherheiten in den Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (Kunkel 1994, Kunkel & Wendland 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilitäten der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserverweilzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grundwasserverweilzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen. In Abbildung 5-3 ist der Verfahrensgang der WEKU-Verweilzeitenmodellierung schematisch dargestellt.

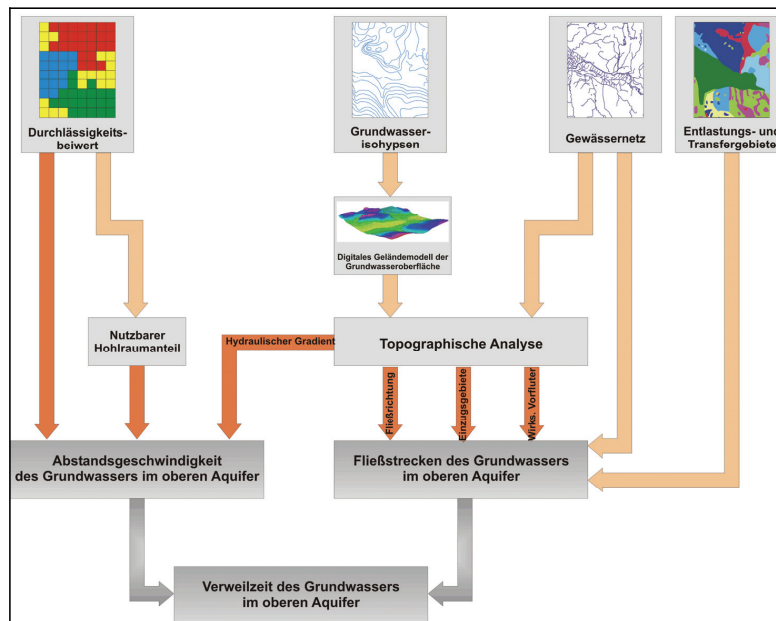


Abbildung 5-3: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung.

Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus Grundwassergleichenplänen und anderen Datengrundlagen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Aus diesem Höhenmodell wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient $\bar{\nabla}j$ nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

Im zweiten Schritt wird die Abstandsgeschwindigkeit berechnet. Die Abstandsgeschwindigkeit charakterisiert die Bewegung eines Wasserteilchens zwischen zwei Punkten in der Fließrichtung des Grundwassers. Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Kenngrößen sind der Durchlässigkeitsbeiwert, der nutzbare Hohlraumanteil n_f und der hydraulische Gradient (siehe Gl. 17):

$$\bar{v}_a = - \frac{k_f}{n_f} \cdot \bar{\nabla}j \quad \text{Gl. 17}$$

mit:	v_a :	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers	(m/s)
	k_f :	Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser führenden Gesteine	(m/s)
	n_f :	nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser führenden Gesteine	(-)
	$\bar{\nabla}j$:	hydraulischer Gradient	(-)

Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar. Für NRW liegen diesbezüglich Wertebereiche in der Hydrogeologischen Karte 1:100.000 vor. Eine Bewegung des Grundwassers im Aquifer ist nur möglich, wenn zusammenhängende Hohlräume vorhanden sind. Je größer der Hohlraumanteil eines Gesteins ist, desto besser kann das Grundwasser den Aquifer durchströ-

men. Der Gesamthohlraumanteil eines Grundwasserleiters ist eine dimensionslose Größe und entspricht dem Verhältnis von Hohlraumvolumen und Gesamtvolumen des Aquifers. Als nutzbaren Hohlraumanteil bezeichnet man den Anteil des Gesamthohlraums, der nicht durch adhäsiv gebundenes Wasser belegt ist, der also effektiv für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht. Da Daten zu nutzbaren Hohlraumanteilen im Allgemeinen nicht flächendeckend zur Verfügung stehen, ist man auf Abschätzungen angewiesen. Für Lockergesteine wurde eine durch eine Potenzfunktion beschriebene Korrelation von Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil nach Ahuja et al. (1988) verwendet (Kunkel 1994; Kunkel & Wendland 1999), während für Festgesteinsregionen Literaturwerte herangezogen werden mussten.

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen nach Gl. 17 zunächst die Verweilzeit des Grundwassers in den einzelnen Rasterzellen berechnet. Anschließend wird die Verweilzeit des Grundwassers vom Eintritt in den Aquifer bis zum Austrag in einen Vorfluter ermittelt.

$$t(\vec{r}_0) = \int_{\vec{r}} \frac{d\vec{r}}{v_a(\vec{r})} \quad \text{Gl. 18}$$

mit:	$t(r_0)$:	Grundwasserverweilzeit für das Ausgangselement r_0 für den gesamten Fließweg	(s)
	\vec{r} :	Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg	(m)

Bei der Analyse des Weg-/Zeitverhaltens des Grundwassers im oberen Aquifer wird also immer der gesamte Fließweg betrachtet, den das Grundwasser von der Einsickerung in den oberen Aquifer bis zum Austritt in den jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zurücklegt. Das digitale Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist dabei die zentrale Grundlage zur Nachbildung des lateralen Wassertransports im Aquifer, da aus ihm die Fließrichtung in jeder Elementarzelle direkt bestimmt werden kann. Aus den abgeleiteten Fließrichtungen ergeben sich die Fließpfade und Fließstrecken.

Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer ist in Abbildung 5-4 illustriert. Dargestellt ist schematisch ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells (DHM) der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im DHM. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege dargestellt.

Die dick gezeichneten Linien geben die sich aus dem Höhenmodell ergebenden Einzugsgebietsgrenzen wieder. Die Verweilzeiten des Grundwassers ergeben sich durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten bzw. Verweilzeiten entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort.

Für einige Regionen, insbesondere Niederungsregionen, muss berücksichtigt werden, dass das Grundwasser flächenhaft empor quillt. In landwirtschaftlich genutzten Regionen werden solche Gebiete häufig künstlich entwässert. Die oben diskutierte Betrachtung der Fließwege bis hin zum regional grundwasserwirksamen Vorfluter würde für die betreffenden Regionen,

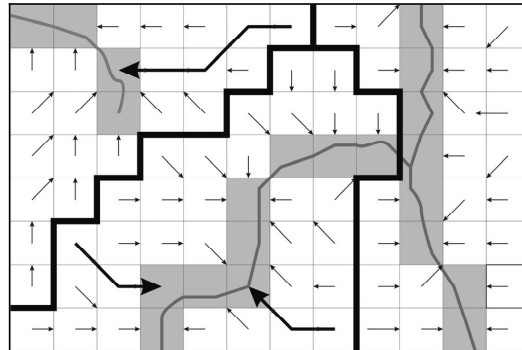


Abbildung 5-4: Ermittlung der Fließwege des Grundwasser im WEKU-Modell.

die von LUA (1996) als Grundwasserentlastungsgebiete bezeichnet werden, zu unrealistisch hohen Grundwasserverweilzeiten führen. Durch die künstliche Entwässerung sowie den aufwärts gerichteten Wasserstrom kommt es hier zu keiner nennenswerten Grundwasserneubildung, so dass die Ermittlung von Grundwasserverweilzeiten im Sinne der obigen Betrachtungsweise nicht zielführend ist. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass das versickerter Niederschlagswasser dort innerhalb relativ kurzer Zeiträume über Dränabflüsse in die Vorfluter einspeist.

Die nach dem beschriebenen Verfahren und mit den oben aufgeführten Datengrundlagen berechneten mittleren Grundwasserverweilzeiten und grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Vorfluter geben jeweils die Zeiträume an, die das Grundwasser benötigt, um vom Ort der Einsickerung in den Grundwasserraum bis zum jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zu gelangen. An dieser Stelle sei ausdrücklich betont, dass die berechneten Verweilzeiten sich immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt der grundwasserbürtige Abfluss beispielsweise in Gebieten, die künstlich entwässert werden, häufig weniger als 20 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten daher nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

5.3.4 Quantifizierung der diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer

In den letzten Kapiteln wurden die wesentlichen Komponenten der Modelle GROWA/DENUZ-WEKU beschrieben. Die hierbei zentralen Komponenten sind Module zur Bestimmung der relevanten diffusen Eintragspfade, d. h. Direktabfluss (Dränabfluss und natürlicher Interflow) und Grundwasserneubildung bzw. -abfluss sowie Module zur Simulation des reaktiven Nitrattransports im Boden und Grundwasser. In einem abschließenden Schritt werden die auf die Einzelpfade bezogenen Modellergebnisse zu diffusen N-Einträgen in die Oberflächengewässer als *Gesamt-N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen* zusammengefasst.

6. Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren (Tetzlaff 2006). MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung und Erosion. Auf die Eintragspfade zur Abbildung von Punktquellen wird in Kapitel 7 näher eingegangen. Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten, v. a. des großen und mittleren Maßstabsbereichs werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten bzw. im Forschungszentrum Jülich selbst erzeugt (Dränagekarte). Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der P-Belastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten (Hotspots) innerhalb von Flussgebieten. Für diese Teilräume können dann zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Da die verschiedenen diffusen Eintragspfade eng mit den Abflusskomponenten verknüpft sind, wurde bei der Modellentwicklung eine hydrologisch orientierte Raumgliederung in Anlehnung an Konzepte von Peschke et al. (1998) für die Ermittlung zum Oberflächenabfluss beitragender Flächen und von Mosimann (1990) zur Klassifikation von Geoökosystemen zu Grunde gelegt. Entsprechend den Komponenten Oberflächen- und Direktabfluss sowie grundwasserbürtiger Abfluss wird das Gesamtsystem des Phosphoreintrags aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer großer Flusseinzugsgebiete zunächst in die Eintragspfade Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion und Trennkanalisation und dann in die Entstehungsflächen der jeweiligen Abflusskomponenten unterteilt. Für den Eintrag über Bodenerosion wird stattdessen die Abtragsgefährdung ermittelt. Da aber nicht die gesamte Entstehungsfläche eines Teilabflusses bzw. die gesamte erosionsgefährdete Fläche auch Liefergebiet für P-Einträge ist, oder zumindest nicht gleichmäßig, muss diese Fläche disaggregiert werden.

Die Vorgehensweise zur Disaggregation folgt der Überlegung, dass die Höhe des P-Eintrags neben der Abflusshöhe von der P-Konzentration im Abfluss abhängig ist, die ihrerseits von zeitlich relativ statischen Parametern beeinflusst wird, wie z. B. dem Sorptionsvermögen des Bodens oder seinem P-Gehalt. Darüber hinaus ist eine hydraulische Anbindung der Teilfläche an einen Vorfluter zwingend erforderlich. Daher stellt sich die Frage, welche Parameter den Eintrag von P über spezifische Pfade und daran angeschlossene Teilflächen wesentlich beeinflussen. Zur Beantwortung wurde eine breit angelegte Literaturschau vorgenommen, wobei der Fokus auf mehrjährigen Untersuchungen in unterschiedlichen Naturräumen lag, z. B. Berg- und Hügelland, Tiefland, Flussauen. Grundsätzlich wurden Untersuchungen aller hydrologischen Skalenebenen herangezogen, wobei in den Veröffentlichungen eine Vielfalt an Steuerparametern benannt wurde, was eine Parameterreduktion erforderlich machte. Die Ermittlung der wesentlichen, die Höhe des P-Eintrags aus diffusen Quellen steuernden, Parameter orientierte sich deshalb an den Kriterien „flächendeckende Quantifizierbarkeit“ und „möglichst homogene Erfassung mit Daten des mittleren Maßstabsbe-

reichs“. Die Höhe des Phosphoreintrags wird durch den Güteparameter Gesamt-P beschrieben, so dass der P-Eintrag über die verschiedenen Pfade untereinander verglichen werden kann.

Das Ergebnis der Literaturlauswertung unter Verwendung der genannten Kriterien ist in Tabelle 6-1 zusammengefasst.

Tabelle 6-1: Hauptparameter, die wesentlichen Einfluss auf die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus diffusen Quellen in makroskaligen Flusseinzugsgebieten ausüben

Dränung	grundwasserbür- tiger Abfluss	Erosion	Abschwemmung	Trennkanalisation
Dränabfluss- höhe	Grundwasserneubildungshöhe	Erosionsgefährdungshöhe	Oberflächenabfluss- höhe	Oberflächenab- flusshöhe
Sorptionska- pazität des Bodens	Sorptionskapazität des Bodens	P-Gehalt des Bodens	Verschlämmungs- neigung	Anteil versiegelter Flächen
Landnutzung	Grundwasser- flurabstand	Anbindung der Fläche an das Gewässernetz	Staunäseeinfluss	Anteil der Trennka- nalisation am ge- samten Kanalnetz
P-Gehalt des Bodens	Landnutzung		Landnutzung	
	P-Gehalt des Bodens		Hangneigung	
	Gesteinstyp		Anbindung der Flä- che an das Gewäs- sernetz	

Quellen: Blankenburg 1983, Scheffer 2002, Scheffer & Foerster 1991, Foerster 1973, 1982, 1988, 1998, Foerster et al. 1985, Fruchtenicht 1998, Fruchtenicht et al. 1996, Hasenpusch 1995, Lammel 1990, Kuntze 1983, 1988, Lennartz & Hartwigsen 2001, Munk 1972, Neuhaus 1991, Foerster & Neumann 1981, Gerds et al. 1988, Scheffer & Bartels 1980, Wichtmann 1994, Schubert 1997, Kuntze & Scheffer, 1991, Kölle 2001, Kunkel et al. 2004, Vetter & Steffens 1981, Aggervand 2003a & b, Steinmann 1997, Erpenbeck 1987, Haider 2000, Preuße & Voss 1979, Mollenhauer 1987, Bernhardt et al. 1978

Zur Quantifizierung und Georeferenzierung der Parameter werden flächendeckende Raster-Datensätze benutzt, die entweder selbst oder durch Bundes- und Landesbehörden bereit gestellt wurden. Die für die Eintragsmodellierung über die Pfade Dränung, grundwasserbür- tiger Abfluss und Abschwemmung erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland 2002) flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird (Kapitel 3). Eine Übersicht über die verwendeten Datengrundlagen und ihre Herkunft liefert Tabelle 8-1 im übernächsten Kapitel.

Da die in Tabelle 6-1 aufgeführten Parameter die Höhe des P-Eintrags auf der Makroskala nicht einzeln sondern durch ihre Koinzidenz steuern, werden die Datensätze mit Ausnahme der Abflusskomponenten im GIS klassiert und additiv miteinander verknüpft, sodass für jeden Pfad typisierte Teilflächen mit definierten, zeitlich stabilen Merkmalen gebildet werden. Da die Teilflächentypen jeweils einen identischen Parametersatz aufweisen, sind sie struktu-

rell vergleichbar. Die zu ihrer Ableitung herangezogenen kontinuierlichen Datensätze sind in Bezug auf den Maßstab weitgehend homogen und inhaltlich konsistent, sodass auch den typisierten Liefergebieten maßstabsbezogen Homogenität unterstellt werden kann. In Anlehnung an Hydrotone bzw. Physiotone werden sie deshalb nachfolgend als Phosphotope bezeichnet. Für jeden Eintragspfad lassen sich jeweils mehrere Phosphotope definieren, die sich untereinander infolge ihrer jeweiligen Parameterkombination deutlich in ihrem Eintragsverhalten unterscheiden. Aus einem Phosphotop kann der Eintrag nur über einen spezifischen Pfad erfolgen, die Phosphotope unterschiedlicher Pfade können sich jedoch räumlich überlagern, da P-Eintrag aus einer Fläche prinzipiell über mehrere Pfade möglich ist, z. B. Erosion und Abschwemmung. Phosphotope sind daher diskontinuierliche, standardisierte Liefergebiete für Phosphor aus diffusen Quellen, das in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Mit Phosphotopen können makroskalige Fluss-Einzugsgebiete disaggregiert werden, sodass diskrete, georeferenzierte Bezugsflächen für die Modellierung gebildet werden. Anhand der Modellergebnisse lässt sich dann die räumliche Herkunft der quantifizierten P-Einträge lokalisieren. Die Vorteile des Phosphotop-Konzepts bestehen in der Basierung auf objektiven, nachvollziehbaren Kriterien für die Auswahl der verwendeten Parameter und der beliebigen Erweiterungsfähigkeit. Da die Abbildungsgenauigkeit durch die Verfügbarkeit von Daten und den Stand der Forschung beschränkt wird, kann sowohl die räumliche als auch die inhaltliche Differenzierung der Phosphotope höher aufgelösten Datensätzen oder neuen Erkenntnissen angepasst werden. Dasselbe gilt umgekehrt auch für die Verwendung von Datengrundlagen mit geringerer Auflösung, z. B. für wesentlich größere Untersuchungsgebiete. Insofern kann das Emissionsmodell MEPhos nach entsprechender Anpassung maßstabsübergreifend eingesetzt werden.

Die Ableitung von Phosphotopen durch Verschneidung von Datensätzen im GIS berücksich-

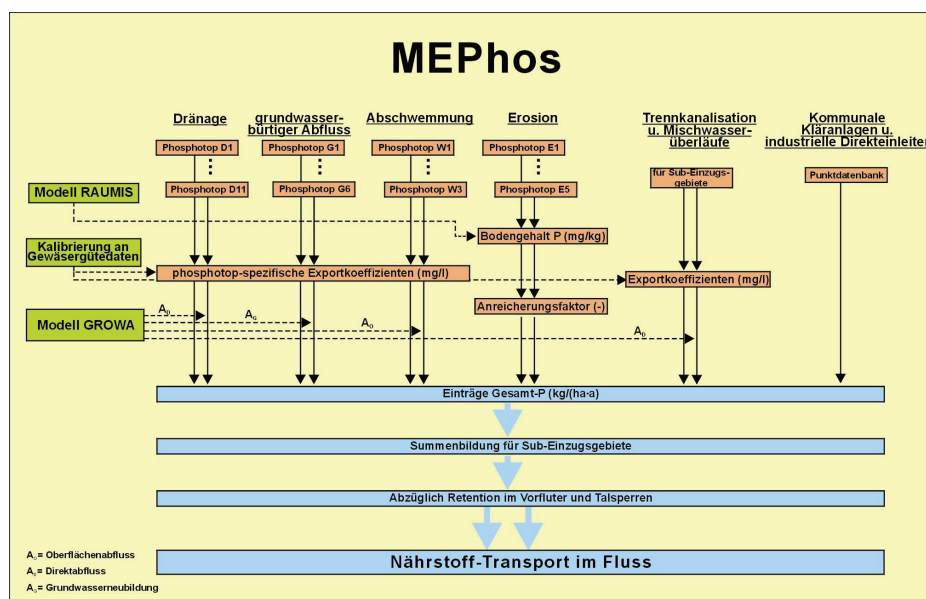


Abbildung 6-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

tigt bei den Pfaden Dränung und grundwasserbürtiger Abfluss diejenigen Faktoren, die Einfluss auf die Konzentration an Gesamt-P besitzen, bei Abschwemmung wird zusätzlich die Anbindung an einen Vorfluter einbezogen. Die Ableitung von Phosphotopen zur Abbildung des Eintrags über Erosion erfolgt dagegen unter Verwendung der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG), die nicht nur die Stärke des Transportmediums in Form des Erosionspotenzials angibt, sondern auch eine Verortung der Teilflächen ermöglicht.

Zur rasterbasierten Modellierung des P-Eintrags aus diffusen Quellen werden den abgeleiteten Phosphotopen aufgrund der Homogenitätsannahme Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentrationen von Gesamt-P zugewiesen. Die zugewiesenen Konzentrationen werden durch Kalibrierung gewonnen, die sich auf Frachten stützt, die für Sub-Einzugsgebiete ermittelt wurden. Mittels Division der Fracht durch den Mittelwert der phosphotop-spezifischen Abflusshöhe erhält man den Exportkoeffizienten der Einheit mg/l. Der Wertebereich, in dem sich der zu kalibrierende Exportkoeffizient bewegen kann, wird durch die Spannweite in der Fachliteratur veröffentlichter Referenzwerte gebildet, die in verschiedenen, mehrjährigen Felduntersuchungen an vergleichbaren Flächen mit ähnlichen Eigenschaften und Bewirtschaftungsweisen gemessen worden sind. Daher werden zur Festlegung des Schwankungsbereichs ausschließlich Arbeiten aus vergleichbaren Räumen (norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsregionen der „alten“ Bundesrepublik) herangezogen.

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope mit den Abflusshöhen nach GROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells GROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope besitzen als meist größere, zusammenhängende Flächen den Charakter von Raster-Clustern. Die multiplikative Verknüpfung auf Rasterbasis erfolgt separat für die Pfade Abschwemmung, Dränung und grundwasserbürtiger Abfluss.

Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von Gesamt-P durch Multiplikation des Bodenerosionspotenzials eines Phosphotops nach ABAG, dem Sedimenteintragsverhältnis, dem P-Gehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt. Die Einträge über Trennkanalisation können aufgrund der Datenlage nicht flächendifferenziert berechnet werden. Daher werden sie auf der Ebene der zur Validitätsüberprüfung verwendeten Sub-Einzugsgebiete aggregiert berechnet.

Als punktuelle Eintragspfade werden Mischwasserentlastungen, kommunale Kläranlagen sowie industrielle Direkteinleiter berücksichtigt (siehe Kapitel 7). Analog zu Einträgen über Trennkanalisation müssen auch Einträge aus Mischwasserüberläufen aggregiert auf Sub-Einzugsgebietsniveau berechnet werden. Einträge aus Kläranlagen und Industriebetrieben können dagegen anlagenbezogen ermittelt werden.

Nach Berechnung des P-Eintrags über alle acht diffusen und punktuellen Pfade werden die einzelnen Emissionen zur Berechnung der P-Belastung eines pegelbezogenen Sub-Einzugsgebiets aufsummiert. Um die Validität der modellierten P-Einträge eines Einzugsgebiets überprüfen zu können, wird die Fracht eines oberhalb befindlichen Sub-Einzugsgebiets

addiert und anschließend die Retention der Gesamtfracht während des Transports durch Talsperren modellhaft ermittelt.

Im Folgenden wird für jeden Eintragspfad zunächst der Modellansatz erläutert, dann die Ableitung der Phosphotope beschrieben und anschließend das Ergebnis des pfadbezogenen P-Eintrags in Kartenform dargestellt und diskutiert. Aufgabe war es, die diffusen und punktuellen P-Einträge im IST-Zustand (d. h. Mitte der 2000er Jahre) unter Verwendung eines langjährigen mittleren Wasserhaushalts zu modellieren.

6.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus gedränten Teilflächen ist abhängig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränabflusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60-90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für P und seinem P-Gehalt ab (Schoumans 2004, Fruchtenicht et al. 1996, Heathwaite 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die pedogene Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (vgl. Pihl, 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen in Nordrhein-Westfalen vollständig im Maßstab 1:50.000 vor (Tabelle 8-1). Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden in NRW durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, tonarme Sandböden und bindige terrestrische Mineralböden. Somit werden für Nordrhein-Westfalen mehrere unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung. Die gebildeten Phosphotope werden im Folgenden näher diskutiert.

Phosphotop „Gedränte Hochmoorböden unter Grünland“

Grünlandnutzung auf Hochmoorböden lässt i.d.R. auf eine Kultivierung nach dem Verfahren der Deutschen Hochmoorkultur schließen. Mit Werten zwischen ca. 3 und über 15 kg/(ha·a) werden in der Literatur sehr hohe Austräge für dieses Phosphotop genannt. Das geringe Vermögen, P im Moorboden zu fixieren, wird durch das weitgehende Fehlen freier Eisen- und Aluminiumkationen sowie den niedrigen pH-Wert verursacht (Scheffer 1999). Die vorhandenen Kationen werden überwiegend durch die organische Substanz komplexiert und stehen für eine P-Sorption nicht zur Verfügung. Düngergaben über den Pflanzenbedarf hin-

aus, und hierbei insbesondere in Form wasserlöslicher Mineraldünger oder als Gülle, können somit im Boden unterhalb der meist kalk- und aschereichen Grasnarbe nicht festgelegt werden. Wenn Phosphor den geringmächtigen Wurzelraum verlassen, ist er für die Pflanzen nicht mehr verfügbar und unterliegt der Auswaschung mit dem Sickerwasser (Blankenburg 1983).

Phosphotope „Gedrängte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedrängte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die P-Dynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermöore sowie durchschlickte oder vererdete Niedermöore mit aschereichen Krumen verfügen über ausreichende Sorptionsmöglichkeiten, sodass leichtlösliche phosphorhaltige Düngermittel festgelegt werden können. Niedermöore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooen grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von P im Unterboden, sodass ihre P-Dynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer 2002). Höhere P-Austräge aus Niedermooen, die mit der Höhe des eingebrachten Düngers korrelieren, sind bislang nur aus stark sauren Niedermooen mit pH-Werten zwischen 3 und 4 bekannt (Blankenburg 1983, Blankenburg & Scheffer 1985). Außerdem kann überhöhte Düngung, z. B. durch Gülle, zu erhöhten P-Austrägen führen, da Phosphor im Niedermoorboden nicht so stark gebunden wird wie im Mineralboden (Scheffer & Blankenburg 2004).

Die zahlenmäßig wenigen Niedermöore Nordrhein-Westfalens befinden sich in weitgehend entkalkten Lockergesteinsregionen. Nach Roeschmann (1960) und Kuntze (1988) sind diese Niedermoorotypen meist kalkarm bis kalkfrei, z.T. aber reich an Eisen und Aluminium. Eine genauere räumliche Differenzierung der auftretenden Niedermoor-Typen musste angesichts nicht verfügbarer räumlich differenzierterer Datengrundlagen unterbleiben. Daher werden mit Scheffer & Foerster (1991) schwach saure Niedermöore mit relativ hohen Gehalten an Eisen und Aluminium, an deren Oxide und Hydroxide P sorbiert werden kann, als für das Untersuchungsgebiet typisch angesehen. Diese Niedermoorotypen können als relativ sorptionsstark gelten. Eine weitere Differenzierung der gedrängten Niedermoorfläche kann daher aus den genannten Gründen nur anhand der Landnutzung erfolgen, wobei sich in Felduntersuchungen für Acker und Grünland signifikante Unterschiede in der Austragshöhe ergeben haben. Diese beruhen u.a. darauf, dass beim Pflügen die aschereiche Narbe, in der P fixiert werden kann, regelmäßig zerstört wird, und durch das Mischen der Krume mit der organischen Substanz ein Ausfällen unlöslichen Phosphors weitgehend verhindert wird (Scheffer & Foerster 1991). Die mittleren P-Konzentrationen im Drainageabflusswasser aus Niedermooen betragen etwa 0,65 mg/l bei Ackernutzung und 0,4 mg/l bei Grünlandnutzung (Scheffer 2002).

Phosphotop „Gedrängte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Obwohl tonarme Sandböden aufgrund von Makroporenfluss grundsätzlich eine hohe hydraulische Leitfähigkeit besitzen, müssen sie z. B. bei starkem Grundwassereinfluss intensiv gedrängt werden, wenn eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen angestrebt wird. Bei tonarmen Sandböden sind die Gehalte an Quarz, der kein P sorbiert, sehr hoch. Möglichkei-

ten zur P-Sorption bestehen hier v. a. über Eisen- und Aluminium-Kationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg 1983). Dessen ungeachtet ist die Sorptionsfähigkeit tonarmer Sandböden im Vergleich zu der bindiger Mineralböden als deutlich niedriger einzuschätzen, was sich auch im Vergleich der Literatur-Referenzwerte von durchschnittlich etwa 0,3 mg Gesamt-P/l bei Sandböden zu ca. 0,03 mg/l bei bindigen Mineralböden widerspiegelt. Dies führte dazu, für tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung ein separates Phosphotop zu bilden. Hinweise auf Einflüsse der Landnutzung auf die Höhe des P-Austrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb.

Phosphotop „Gedrante bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen, d. h. lehmigen, terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe P-Austräge festgestellt worden, was auf die hohen Gehalte an Ton und Humus sowie an Kationen von Eisen, Aluminium und Calcium zurückgeführt wird (Lammel 1990, Hasenpusch 1995, Wichtmann 1994, Lennartz & Hartwigsen 2001, Foerster & Neumann 1981). Einflüsse der Landnutzung oder der Düngungshöhe auf die Höhe der P-Konzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. Auch haben sich aus der Literatur keine eindeutigen Hinweise auf Unterschiede im Austragsverhalten zwischen bestimmten Bodentypen oder -arten ergeben, z. B. Löss (Czeratzki 1976, zit. in Blankenburg 1983, Lammel 1990). Vereinzelt finden sich Hinweise auf erhöhte P-Austräge über preferential flow, d. h. Wurzelröhren, Bioturbationsgänge oder Schrumpfrisse v. a. in tonreichen Böden (Heathwaite 1997). Eine Verallgemeinerung für bestimmte Bodentypen oder -arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich. P-Austräge aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen sind daher in Höhe der geogenen Grundlast von 0,05 mg/l angesetzt worden (Tabelle 6-2).

Tabelle 6-2 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag für vergleichbare Standortbedingungen und die durch Kalibrierung an Gewässergütedaten gewonnenen Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsflächen in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets entsprechen, d. h. Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsregionen der „alten“ Bundesländer. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/l und kg/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden P-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

Tabelle 6-2: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotop	Referenzwert [mg P- Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/ (ha·a)]	Exportkoeffi- zient [mg/l] (kalibriert)
Gedrängte Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,0-5,4	3 bis >15	4,3
Gedrängte Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2-1,7	1,3	0,8
Gedrängte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4	0,7
Gedrängte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8	0,25
Gedrängte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,05	0,04-0,5	0,05

Quellen der Referenzwerte: Blankenburg 1983, Scheffer 2002, Scheffer & Foerster 1991, Foerster 1973, 1982, 1988, Foerster & Neumann 1981, Foerster et al. 1985, Früchtenicht 1998, Früchtenicht et al. 1996, Hasenpusch 1995, Lammel 1990, Kuntze 1983, 1988, Lennartz & Hartwigsen 2001, Munk 1972, Neuhaus 1991, Fier & Schäfer 2004, Gerds et al. 1988, Richardson 1985, Scheffer & Bartels 1980, Wichtmann 1994, Schubert 1997, Scheffer & Kuntze 1991

6.2 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss

Analog zum P-Eintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an Gesamt-P gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann. Zur integrativen Charakterisierung des bodenbürtigen Sorptionsvermögens und als Grundlage für die Disaggregation der am Grundwassereintrag beteiligten Einzugsgebietsfläche werden die aus Bodentyp und Bodenart gebildeten Sorptionsklassen mit Ausnahme der Hochmoorböden verwendet. Der P-Eintrag aus Hochmoorböden über den grundwasserbürtigen Abfluss wird wegen ihres hydraulisch gering durchlässigen Untergrundes als vernachlässigbar angesehen. Die Zahl der Untersuchungen zur P-Konzentration im Grundwasser ist wegen der meist geringen quantitativen Bedeutung des Eintragspfads „grundwasserbürtiger Abfluss“ nicht sehr groß. Darüber hinaus beziehen sich die wenigen verfügbaren Arbeiten oftmals auf große Einzugsgebiete von Wasserwerken oder auf hydrogeologische Bezugseinheiten und nur zum Teil auf landwirtschaftlich genutzte Untersuchungsflächen mit bekannten Eigenschaften.

Um die Datenlage zur Ableitung repräsentativer Konzentrations-Mittelwerte für Typen von Teilflächen zu verbessern, wurden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung

der Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen benutzt. Aus dem Datenbestand wurden die Messwerte für den Parameter ortho-P selektiert, die sich auf eine Entnahmetiefe von 0-10 m beziehen, um sicherzugehen, dass der oberste Grundwasserleiter beprobt wurde. Für ihn wird unterstellt, dass die Grundwasserbeschaffenheit durch landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst sein könnte.

Tabelle 6-3 zeigt, dass im Grundwasser unter tonarmen Sandböden die niedrigsten P-Konzentrationen gemessen wurden. Außerdem übt die Form der landwirtschaftlichen Nutzung auf den hier untersuchten Sandböden statistisch keinen Einfluss auf die Phosphorkonzentration im Grundwasser aus 0-10 m Tiefe aus. Außerdem lässt sich feststellen, dass die Konzentration unter Standorten mit lehmigen Böden größer ist als unter solchen mit Sandböden. Da lehmige Böden ein größeres Sorptionspotenzial als tonarme Sandböden besitzen, erscheint dieses Ergebnis zunächst nicht plausibel. Dils & Heathwaite (1999) führen unter Lehm Boden gemessene hohe P-Austräge auf preferential flow zurück. Inwieweit das auch hier zutrifft, kann angesichts der großen Bandbreite an Bodentypen und -arten in dieser Klasse nicht abschließend beurteilt werden.

Tabelle 6-3: Auswertung der Analyseergebnisse des Parameters ortho-Phosphat [mg/l] in Grundwasserproben aus 0-10 m Tiefe für Messstellen in verschiedenen Boden-Landnutzungs-Kombinationen

Boden-Landnutzungs-Kombination	n	Median	Modalwert
Bindige, terrestrische Mineralböden unter Ackernutzung	45	0,08	0,08
Bindige terrestrische Mineralböden unter Grünlandnutzung	10	0,1	-
Marschböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	12	1,0	1,0
Tonarme Sandböden, alle Nutzungen	170	0,06	0,06
Tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	100	0,06	0,06
Tonarme Sandböden unter Ackernutzung	74	0,06	0,06
Niedermoor unter Grünlandnutzung	10	0,28	-
Alle Proben im Lockergestein aus 0-10 m Tiefe mit aerobem Grundwasser	247	0,09	0,04

Quellen: Grundwasserbeschaffenheitsdaten (NLfB, LUA NRW), Corine Land Cover (Stat. Bundesamt), BÜK 50 (NLfB), BK 50 (GD)

Tabelle 6-4: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotope	Referenzwert [mg P-Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/(ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (kalibriert)
ungedränte bindige Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,1-0,2	0,15-0,3	0,1
ungedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,4	0,3-0,5	0,1
Niedermoore unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,3	-	0,3
geogener Hintergrundwert im Grundwasser unter allen anderen Flächen	0,03-0,05 <0,1	-	0,04

Quellen der Referenzwerte: Kölle 2001, Kunkel et al. 2004, Foerster & Neumann 1981, Foerster 1984, Vetter & Steffens 1981, Aggerverband 2003a u. b, Steinmann 1997

Werden alle Grundwasserproben aus dem obersten Aquifer im Lockergestein betrachtet und nicht nach Nutzungen differenziert, wird ein Medianwert ermittelt, der mit 0,09 mg/l ähnlich hoch wie der von bindigen, terrestrischen Mineralböden ist. Hingegen ist der Modus bei einer Gesamtheit von n=247 der niedrigste Wert aller betrachteten Stichproben und liegt mit 0,04 mg/l in der Größenordnung, die die Literatur für geogene P-Gehalte im Grundwasser angibt (Kunkel et al. 2004, Kölle 2001, Joensu 2004).

Aufgrund der Ergebnisse der statistischen Auswertung unterschiedlicher Boden-Landnutzungs-Kombinationen und der Angaben in der Literatur werden zur differenzierten Abbildung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss die in Tabelle 6-4 angegebenen sechs Phosphotope definiert. Tabelle 6-4 zeigt zu den Phosphotopen die Referenzwerte, die der Literatur entnommen bzw. durch die primärstatistische Analyse der Grundwassergütedaten gewonnen wurden.

Während die Referenzwerte für die Phosphotope bindige Mineralböden und Sandböden bei den Konzentrationsangaben höhere Werte für lehmige Böden zeigen, kehrt sich das Verhältnis bei den P-Austrägen in Form flächenbezogener Frachtangaben um. Dies ist durch die auf Sandböden i.d.R. höhere Zuckerrate zum Grundwasser bedingt. Bei der Kalibrierung konnte dagegen kein Unterschied im Austrag zwischen tonarmen und tonreicheren Mineralböden ermittelt werden (Tabelle 6-4). Für nicht-landwirtschaftlich genutzte Flächen werden P-Austräge in Höhe der geogenen Hintergrundlast angenommen.

6.3 Modellansatz zur Berücksichtigung des Phosphoreintrags über Erosion

Auf Ackerflächen kann Wassererosion zu partikulären Phosphorausträgen führen, während sich Grünlandnutzung stark erosionsmindernd auswirkt (Jung & Brechtel 1980, Erpenbeck 1987). Nach Auerswald & Schmidt (1986) beträgt der Abtrag von Grünland im Vergleich zu Ackerland ein Fünfundvierzigstel und kann damit vernachlässigt werden. Maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß der Wassererosion von Ackerflächen haben Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität, die untereinander in Wechselwirkungen stehen (Auerswald 1993). Der partikuläre P-Eintrag wird außer durch die Bodenabtragsgefährdung auch durch die Höhe des Sedimenteintrags in die Vorfluter, den P-Gehalt des Oberbodens der Erosionsflächen sowie die P-Anreicherung ER während des Abtragsvorgangs gesteuert (Frede & Dabbert 1999, Auerswald 1998). Dementsprechend wird der P-Eintrag über Erosion im Modell MEPhos nach Gl. 21 berechnet.

$$E = S \cdot PG \cdot ER$$

Gl. 19

mit: E = P-Eintrag über Erosion
S = eingetragene Sedimentmenge
PG = Phosphorgehalt im Oberboden
ER = Anreicherungsfaktor

[kg/(ha·a)]
[t/(ha·a)]
[mg/kg]
[-]

Im Unterschied zu den drei Eintragspfaden Dränung, Grundwasser und Abschwemmung wird die räumliche Lage der am partikulären P-Eintrag beteiligten Teilflächen nicht ausschließlich durch Verschneidung von Datengrundlagen im GIS sondern auch rechnerisch ermittelt. Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) die Bodenerosionsgefährdung berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell ausstragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. Mit der ABAG steht ein Ansatz zur Verfügung, der nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft die beste Anpassung an deutsche Verhältnisse besitzt und eine Berechnung von langjährigen mittleren Bodenabträgen maßstabsübergreifend erlaubt (Duttman 1999, BGR & SGD, 2000, Marks et al. 1992). In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al. 1990):

$$A = R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P$$

Gl. 20

mit:	A = Bodenabtrag	[t/(ha·a)]
	R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor	[N/(h·a)]
	K = Bodenerodierbarkeitsfaktor	[t·h/(ha·N)]
	S = Hangneigungsfaktor	[-]
	L = Hanglängenfaktor	[-]
	C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor	[-]
	P = Erosionsschutzfaktor	[-]

Nach Untersuchungen von Auerswald (1987) sowie Sommer & Murschel (1999) nimmt die Sensitivität der Faktoren bezogen auf Ackerflächen in der Reihenfolge Hangneigung, Hanglänge, Bodenerodierbarkeit und Regenerosivität ab (Abbildung 6-2). Dies sollte bei der Auswahl der Modell-Eingangsdaten berücksichtigt werden.

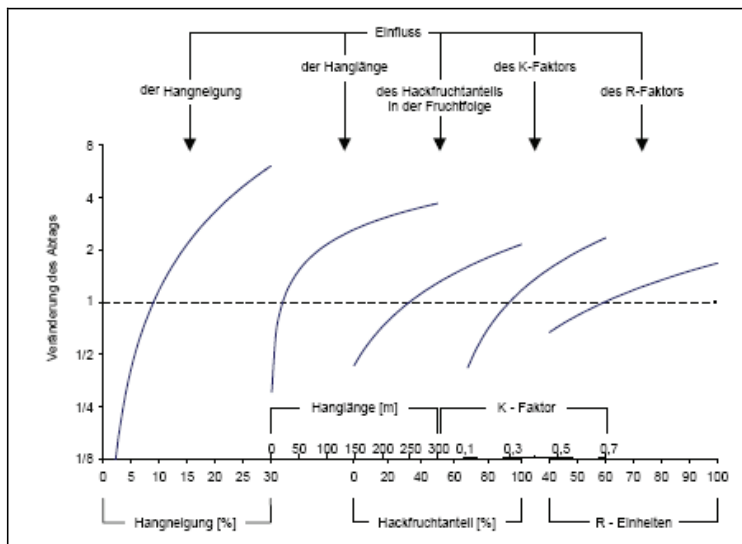


Abbildung 6-2: Sensitivität des Bodenabtrags auf Veränderung der Faktoren relativ zum bayerischen Standardfall (9 % Neigung; 22,1 m Hanglänge; 33 % Hackfruchtanteil; K-Faktor 0,3; R-Faktor 70 (AUERSWALD 1987))

Wie in Tetzlaff (2006) dargelegt, werden die L- und S-Faktoren im Modell MEPhos kombiniert als LS-Faktor nach dem Algorithmus von Moore & Wilson (1992) abgeleitet. Grundlage der Ermittlung in NRW ist das hoch aufgelöste DGM 5. Bei der Ableitung wurde das Verkehrsnetz des DLM 25 als lineares Fließhindernis berücksichtigt, d. h., die Verkehrsstraßen führen zu einer lokalen Verflachung des Reliefs und damit zu einer Verringerung der Hangneigung sowie der erosiven Hanglänge. In Gefällerrichtung unterhalb des Verkehrswegs wird dann mit der Berechnung der erosiven Hanglänge neu begonnen. Abbildung 6-3 zeigt die Auswirkungen der Berücksichtigung des Verkehrsnetztes auf die Höhe des LS-Faktors.

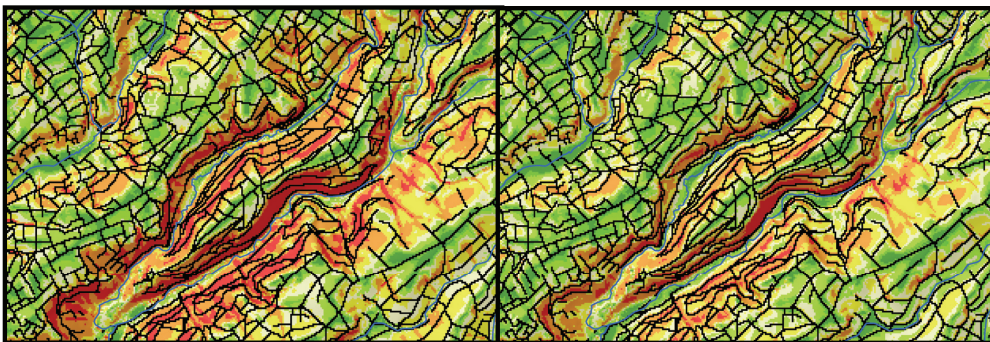


Abbildung 6-3: Vergleich von LS-Faktoren ohne (links) und mit (rechts) Berücksichtigung des Wegenetzes (Farbverlauf von grün nach rot)

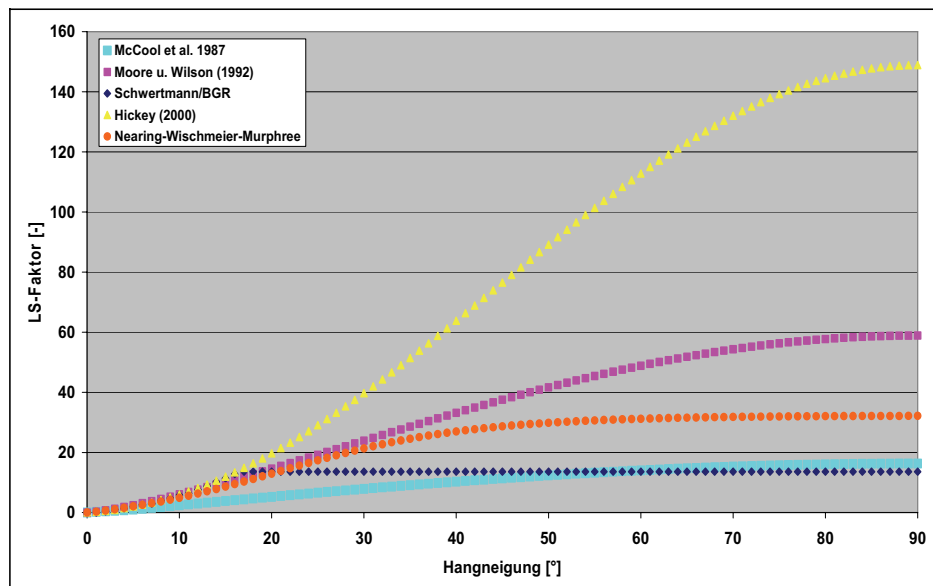


Abbildung 6-4: LS-Faktor in Abhängigkeit der Hangneigung und bei einer Hanglänge von 100 m (Neigung 0-90°), berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen

Grundsätzlich steht zur Ermittlung von LS-Faktoren eine Vielzahl von Algorithmen zur Verfügung, z. B. McCool et al. (1987), Hickey (2000), Moore & Wilson (1992). Um festzustellen, wie sensitiv sich die Verwendung alternativer Algorithmen als der von Moore & Wilson (1992) im Modell MEPHOS auf den berechneten Bodenabtrag auswirken würde, wurde ein Vergleich zwischen mehreren Algorithmen vorgenommen (Abbildung 6-4 u. Abbildung 6-5). Erosive Hanglängen liegen meist zwischen 90 und 120 m. Daher wurde der LS-Faktor nach fünf unterschiedlichen Algorithmen bei einer festgelegten Hanglänge von 100 m verglichen. Die Verfahren von McCool et al. (1987), Moore und Wilson (1992) sowie Hickey (2000) liefern den LS-Faktor, während nach Schwertmann et al. (1990) der S-Faktor berechnet und mit einem Standard-Hanglängen-Faktor von 2,0 multipliziert wurde. Dieser Standard-Faktor wird von BGR & SGD (2000) für große Untersuchungsgebiete empfohlen. Bei der Variante „Nearing-Wischmeier-Murphree“ wurde der S-Faktor nach Nearing et al. (1997), der L-Faktor nach Wischmeier & Smith (1965) jedoch mit einem Hanglängen-Exponenten m nach Murphree & Mutchler (1981) ermittelt. Wie Abbildung 6-4 zeigt, weichen die unterschiedlich berechneten LS-Faktoren bis ca. 10° Hangneigung zunächst lediglich geringfügig voneinander ab, um ab ca. 15° sehr ausgeprägte Unterschiede zu zeigen und einem individuellen Grenzwert zuzustreben.

Aus Abbildung 6-5, die eine Ausschnittvergrößerung von Abbildung 6-4 darstellt, geht hervor, dass der nach McCool et al. (1987) berechnete LS-Faktor bereits unterhalb von 10° Neigung stärker von den anderen Ergebnissen abweicht. Bezogen auf Hickey (2000) variieren die Ergebnisse nach Moore & Wilson (1992) sowie die Varianten nach Nearing und Schwertmann/BGR um lediglich ca. 10 %. Die durch eine Berechnung entstehenden Unsicherheiten liegen damit im Fehlerbereich des DGM. Die ab ca. 10° Neigung auftretenden größeren Un-

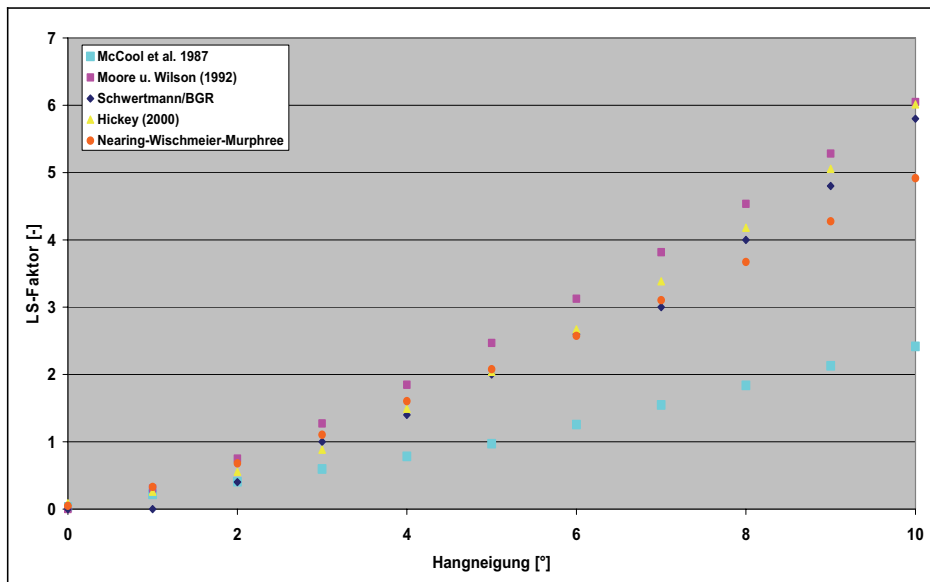


Abbildung 6-5: LS-Faktor in Abhängigkeit der Hangneigung und bei einer Hanglänge von 100 m (Neigung $0-10^\circ$), berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen

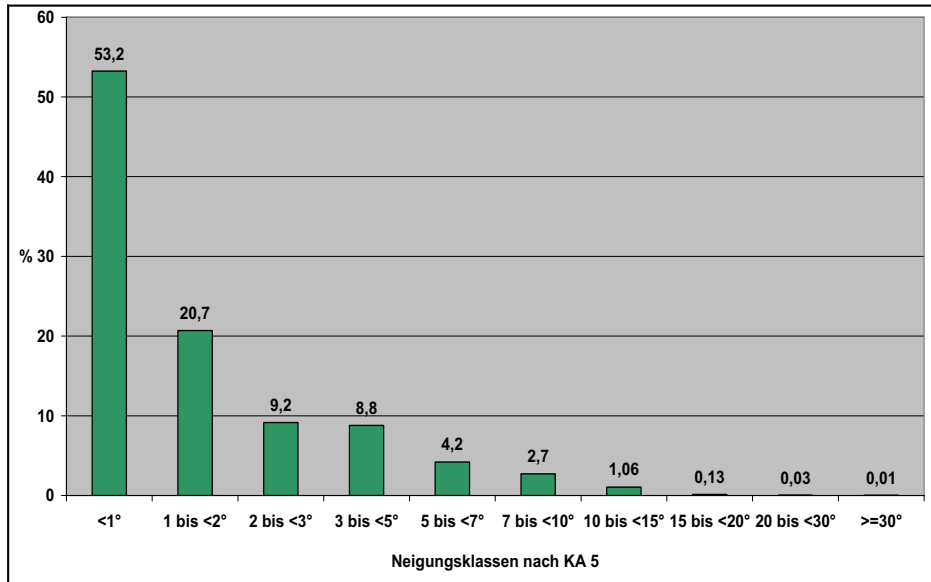


Abbildung 6-6: Hangneigungsverteilung der Ackerflächen nach DLM 25 in NRW

terschiede sind für NRW ohne Belang, da die Neigungen der Ackerfläche und damit der potenziell erosionsrelevanten Fläche 10° kaum überschreiten (Abbildung 6-6). Nach Abbildung 6-6 weisen ca. 99 % aller potenziell erosionsgefährdeten Flächen eine Neigung von maximal 10° auf. Etwa 92 % sind maximal 5° geneigt.

Eine weitere Frage, die sich im Zusammenhang mit der Eignung von Algorithmen zur Berechnung des LS-Faktors stellt, ist, wie sensitiv die erosive Hanglänge in die Berechnung eingeht. Auch hierzu wurde ein Vergleich der fünf bereits beschriebenen Algorithmen bei einer definierten Hangneigung von 5° durchgeführt, das Ergebnis zeigt Abbildung 6-7.

Abbildung 6-7 zeigt, dass die Hanglänge lediglich bei zwei der fünf getesteten Algorithmen über die gesamte Breite der in NRW auftretenden Hanglängen das Ergebnis beeinflusst. Dabei handelt es sich um den in MEPhos benutzten Ansatz von Moore & Wilson (1992) sowie um den auf Nearing et al. (1997) basierenden Ansatz. Insgesamt kann aus den Vergleichen geschlossen werden, dass der in MEPhos verwendete Algorithmus nach Moore & Wilson (1992) eine gute Grundlage für die Berechnung des LS-Faktors in NRW darstellt. Einerseits sind die Unterschiede zu alternativen Verfahren im Hinblick auf die Hangneigung vernachlässigbar gering. Andererseits wird die Hanglänge, die nach Auerswald (1987) der zweitsensitivste Faktor der ABAG ist (Abbildung 6-2), in der Berechnung des LS-Faktors angemessen berücksichtigt.

Durch die multiplikative Verknüpfung der Einzelfaktoren wird der Bodenabtrag im langjährigen Jahresmittel berechnet. Diese Größe trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag ins Gewässer. In Abhängigkeit der Hangmorphologie kann z. B. am Oberhang abgespültes Bodensubstrat in Senken oder Verebnungsbereichen sedimentieren, ohne dass Beeinträchtigungen der Gewässerqualität auftreten. Es ist daher zu prognos-

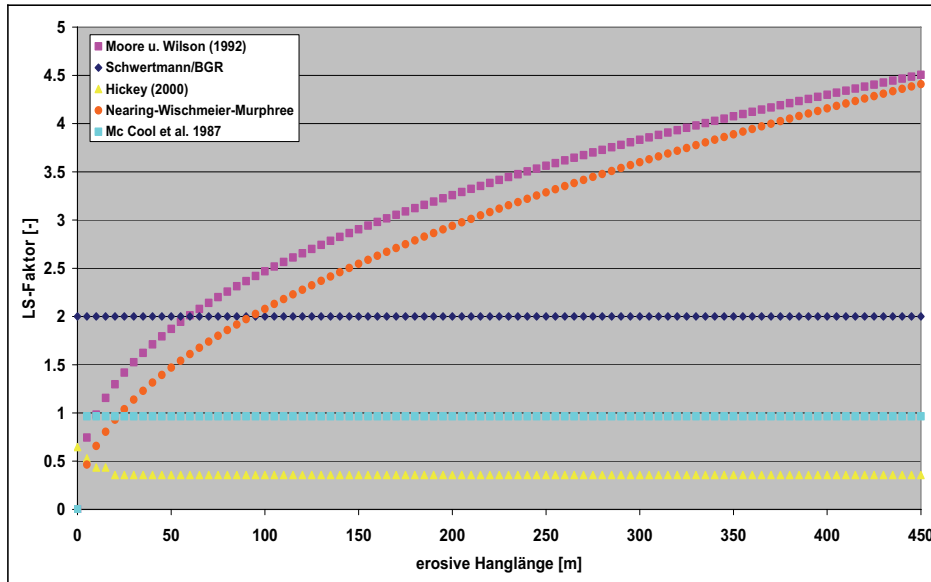


Abbildung 6-7: LS-Faktor bei einer definierten Hangneigung von 5° in Abhängigkeit der erosiven Hanglänge, berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen

tizieren, welcher Anteil des Bodenabtrags ins Fließgewässer übertritt. Dieser Anteil wird auch als Sedimenteintragsverhältnis bezeichnet. Um später zielgerichtet Maßnahmen zur Reduzierung des partikulären P-Eintrags vorschlagen zu können, muss eine flächendifferenzierte Berechnung des Sedimenteintrags erfolgen. Hierzu wird die erosionsgefährdete Fläche nach ABAG disaggregiert, indem sie zunächst auf die Ackerfläche reduziert wird. Da davon auszugehen ist, dass von Kolluvien und Auenböden mittel- und langfristig kein Bodenabtrag durch Flächenerosion zu erwarten ist, wird darüber hinaus das Erosionspotenzial auf diesen Flächen auf null gesetzt. Dasselbe gilt für sehr schwach geneigte Areale mit einer Hangneigung unter 2 % (Sommer & Murschel 1999, Schwertmann et al. 1990).

Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslässen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer 1987, Duttman 1999). Eine Simulation der größeren oberirdischen Fließwege kann auf Basis hoch aufgelöster digitaler Geländemodelle erfolgen, wobei im Modell MEPhos der von Tarboton (1997) entwickelte Algorithmus Deterministic Infinity (D^∞) eingesetzt wird. D^∞ zählt zu den zweidimensionalen Abflussmodellen, die den in einer Rasterzelle generierten Abfluss als über die Fläche verteilt berechnen. Außerdem können sie Abflussdivergenz simulieren, indem der Abfluss in Fließrichtung auf benachbarte Rasterzellen aufgeteilt wird. Für Betrachtungen der Abschwemmung und der Flächenerosion, die ein Überfließen der Fläche voraussetzen, eignen sich zweidimensionale Abflussmodelle daher in besonderem Maße. Die Abflussstreuung bleibt beim D^∞ jedoch im Gegensatz zu anderen Verfahren gering, weil die Divergenz verfahrensseitig auf maximal zwei tieferliegende Nachbarzellen beschränkt wird. Dabei erfolgt die Berechnung deterministisch, sodass die Ergebnisse

direkt reproduzierbar sind. Außerdem benötigt das Verfahren deutlich weniger Rechenzeit als vergleichbare zweidimensionale Abflussmodelle.

Zur Modellierung des P-Eintrags über Erosion müssen diejenigen Ackerflächen bekannt sein, die an Fließwege angeschlossen sind. Hierzu werden diese im GIS gepuffert. Sedimentliefergebiete sind dann ausschließlich erodierende Ackerflächen mit direktem Anschluss an die reliefbedingten Fließwege. Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass einerseits die Liefergebiete von Sediment und partikulärem P räumlich verortet werden können und andererseits das Sedimenteintragsverhältnis, d. h. das Verhältnis von in die Oberflächengewässer eingetragener Sedimentfracht zur Bodenabtragssumme, räumlich differenziert berechnet werden kann.

Die Höhe der partikulären P-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig (Gl. 21). Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamt-P zur Verfügung stehen. Für Nordrhein-Westfalen konnten derartige Daten nicht zur Verfügung gestellt werden. Nachdem bei der Modellierung des P-Eintrags über Erosion in Hessen (Tetzlaff et al. 2009a) festgestellt wurde, dass die Methode nach Behrendt et al. (1999) zur Umrechnung langjähriger P-Überschüsse in Oberbodengehalte zu massiven Unterschätzungen der P-Gehalte geführt hat, wurde von einer Anwendung dieser Methode abgesehen. Darüber hinaus war unter Verwendung selbst hoch aufgelöster Bodendaten in Hessen kein Zusammenhang festzustellen zwischen den P-Gehalten und dem Tongehalt im Oberboden, wobei letzterer wesentlicher Bestandteil der genannten Methode ist. Zur Lösung dieses Problems wurde ein einheitlicher Oberbodengehalt von 812 mg Gesamt-P/kg Boden verwendet, der sich in Felduntersuchungen an ca. 200 Standorten in Hessen als Medianwert ergeben hat (Tetzlaff et al. 2009a). Darüber hinaus wurde ein Divergenz-Konvergenz-Index auf Basis des digitalen Geländemodells DGM 5 ermittelt, der eine Ausweisung von Hangkuppen, Mittelhangbereichen sowie Unterhängen bzw. Sedimentationsbereichen erlaubt. Der Standardgehalt von 812 mg wurde dann in Abhängigkeit der Reliefposition modifiziert. Eine deutliche Verbesserung der Prognose des P-Eintrags wäre möglich, wenn räumlich differenzierte Angaben zu P-Gehalten in den Oberböden vorlägen.

Als Anreicherungsfaktor ER wurde einheitlich der Wert von 1,86 verwendet, der von Wilke & Schaub (1996) nach langjährigen Geländeuntersuchungen als der Wert ermittelt wurde, mit dem 94 % aller beobachteten Ereignisse erfasst werden konnten. Die Untersuchungen erstreckten sich auf Gebiete, in denen mit dem Projektgebiet vergleichbare Bodenbedingungen und Bewirtschaftungsverhältnisse auftreten. Duttmann (1999) konnte mittlere P-Anreicherungsfaktoren von 1,78 bei einer Grundgesamtheit von 30 Proben im südniedersächsischen Berg- und Hügelland feststellen. Rückert (2008) ermittelte für das Einzugsgebiet der Urfttalsperre einen Anreicherungsfaktor von 1,57. Diese Arbeiten bestätigen die Größenordnung des von Wilke & Schaub (1996) genannten Werts.

6.4 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier ausschließlich der Eintrag von gelöstem Phosphor mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der nach kurzer Fließ-

zeit den Vorfluter erreicht. Der Abschwemmungsprozess ist eng an Erosionsprozesse gekoppelt, im Gegensatz zu Erosion findet Abschwemmung jedoch zusätzlich und in relevanter Größenordnung auf Grünland statt. Zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge über Abschwemmung müssen die Entstehungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände sowie die P-Konzentration im Oberflächenabfluss bekannt sein.

Die Modellierung der mittleren Oberflächenabflusshöhe erfolgt mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA, das hierzu um einen Ansatz zur Ableitung abflussbeitragender Flächen ergänzt wurde (Tetzlaff 2006). Mit dieser Erweiterung ist es möglich, die abschwemmungsrelevanten Entstehungsorte von Oberflächenabfluss zu identifizieren, d. h. Teilflächen zu ermitteln, auf denen zu Infiltrations- oder Sättigungsüberschuss führende Bedingungen auftreten. Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslässen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer 1987, Duttman 1999). Die Ableitung der reliefbedingten Tiefenlinien erfolgt wie in Kapitel 6.3 beschrieben. Zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung müssen diejenigen Flächen bekannt sein, die an Fließwege angeschlossen sind. Hierzu werden diese im GIS gepuffert. Die Modellierung der mittleren Oberflächenabflusshöhe beschränkt sich ebenfalls auf die im Pufferstreifen liegenden Teilflächen, da nur für sie eine hydraulische Anbindung an den Vorfluter bejaht werden kann, wenn Infiltrations- oder Sättigungsüberschussbedingungen vorliegen. Darüber hinaus kann Abschwemmung nur von landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgen, sodass eine weitere Reduktion der zum Oberflächenabfluss beitragenden und gleichzeitig hydraulisch angebundenen Teilflächen anhand der Landnutzung vorgenommen werden muss. Dabei ist zu beachten, dass Sättigungsüberschuss sowohl auf Acker- als auch auf Grünland, Infiltrationsüberschuss in nennenswertem Umfang jedoch nur auf verschlammungsgefährdeten Ackerflächen eintreten kann.

Tabelle 6-5: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotope	Referenzwert [mg P-Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/ (ha-a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (kalibriert)
Ackerland mit verschlammungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,9
Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	1,1

Quellen der Referenzwerte: Erpenbeck 1987, Haider 2000, Preuße & Voss 1979, Mollenhauer 1987, Foerster 1998, Schubert 1997, Bernhardt et al. 1978

Wie Braun et al. (1993) und Pommer et al. (2001) zeigen, wird die P-Konzentration im Oberflächenabfluss einerseits durch die Abflusshöhe beeinflusst (Verdünnungseffekt). Andererseits steuern auch Landnutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren die Konzentration, wobei vielfach im Oberflächenabfluss auf Grünland höhere Werte festgestellt wurden als auf Ackerland (Preuße & Voss 1979, Erpenbeck 1987, Mollenhauer 1987). Dies wird der abschirmenden Wirkung des Grases und den damit eingeschränkten Adsorptionsmöglichkeiten für gelöstes P zugeschrieben (Braun & Leuenberger 1991).

Aus dem Gesagten wird ersichtlich, dass folgende Faktoren für den mehrjährigen mittleren Eintrag über Abschwemmung berücksichtigt werden müssen, die zugleich für makroskalige Flusseinzugsgebiete flächendeckend erfassbar sind: Oberflächenabflusshöhe, Verschlammungsneigung, Grund- und Staunäseeinfluss, Landnutzung, Hangneigung und Anbindung der Fläche ans Gewässernetz (Tabelle 6-1). Aufgrund der Angaben in der Literatur werden für die Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Abschwemmung in Nordrhein-Westfalen die in Tabelle 6-5 genannten zwei Phosphotop-Typen definiert. Zusätzlich werden in Tabelle 6-5 Angaben zu mittleren P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss gemacht, die in deutschen Untersuchungen an vergleichbaren Flächen gemessen wurden und deren Spannweite den Bezugsrahmen für die Kalibrierung bildet.

7. Simulation der punktförmigen Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Zur vollständigen Abbildung des Eintragsgeschehens ist es erforderlich, auch die Emissionsanteile von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen, aus Trennkanalisation und von außerörtlichen Straßen sowie durch Mischwasserüberläufe verstanden. Aufgrund der Datenlage standen Informationen zu industriellen Direkteinleitungen nicht zur Verfügung, weshalb sie im Folgenden nicht weiter betrachtet werden.

7.1 N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Im Rahmen der behördlichen Einleiterüberwachung unterliegen Kläranlagen einer regelmäßigen Kontrolle, bei der u.a. die N- und P-Konzentrationen im Ablauf sowie die eingeleiteten Wassermengen gemessen werden, da diese Daten die Grundlage für die Erhebung der Abwasserabgabe bilden. Die Überwachungshäufigkeit und damit die Anzahl der Messwerte hängen u.a. von der Anlagengröße ab. Das Instrument der Abwasserabgabe hat dazu geführt, dass bei den Überwachungsbehörden der Länder langjährige und zeitlich hoch aufgelöste Datenreihen vorhanden sind, die zur Berechnung des Nährstoffeintrags aus Kläranlagen genutzt werden können (Gl. 21).

$$F_{KA} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (CI_{P_{ges}, Abl} \cdot AWM) \quad \text{Gl. 21}$$

mit:	FKA	= mittlerer jährlicher P-Eintrag aus kommunaler bzw. industrieller Direkteinleitung	[t/a]
	AWM	= mittlere Jahresabwassermenge	[m³/a]
	CI _{Pges, Abl}	= mittlere Konzentration von P-Gesamt im Ablauf der Anlage zum Zeitpunkt der Probenahme	[mg/l]
	n	= Zahl der Messungen i pro Jahr	[-]

Aus den Überwachungsdaten wird die zum Zeitpunkt der Probenahme bestimmte Abwassermenge auf ein Jahr hochgerechnet und dann mit der gemessenen P-Konzentration zu einer Einzelfracht multipliziert. Die mittlere Jahresfracht errechnet sich dann aus dem Mittelwert aller aus Einzelmessungen bestimmten Frachten (Gl. 21). Bei Konzentrationsangaben unterhalb der Bestimmungsgrenze geht die Hälfte des Werts in die Berechnung ein. Dieses Verfahren der Hochrechnung mittlerer Jahresfrachten aus Einzelmessungen entspricht der Methodik, die in den Umweltbehörden der Länder selbst zur Anwendung gelangt (MUNLV 2003).

7.2 Modellierung der mittleren N- und P-Einträge über Mischwasserentlastungen

Abwasser aus Mischkanalisationen wird in Kläranlagen mehrstufig behandelt, bevor der Abwasserstrom in Fließgewässer eingeleitet wird. Entsprechend reduziert sind die Konzentrationen im Kläranlagen-Ablauf gegenüber dem -Zulauf. Bei Starkregenereignissen steigt die Abwassermenge im Mischkanalnetz kurzfristig stark an, wobei sich das Abwasser infolge Überlagerung unterschiedlicher Prozesse als Mischung aus im Kanal bereits vorhandenem Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen, im Kanal aufgewirbelter und verfrachteter partikulärer Ablagerungen sowie dem Abtrag aus der Sielhaut darstellt (Beichert & Hahn 1996, Dette et al. 1996). Wenn bei Starkregenereignissen die Behandlungskapazitäten der angeschlossenen Kläranlagen überstiegen werden, muss unbehandeltes Mischwasser direkt in Vorfluter abgeschlagen werden. Hierdurch erhalten Gewässer kurzzeitig einen hohen Stoffinput, der zur Schädigung des aquatischen Ökosystems führen kann. Um beurteilen zu können, wann es bei welchen Bedingungen zu Mischwasserüberläufen kommt, müssen die Rückhaltekapazitäten im Netz, z. B. Kanalstauräume, Regenrückhaltebecken und Regenüberlaufbecken, bekannt sein. Außerdem spielen die Wechselwirkungen der unterschiedlichen Sonderbauwerke, wie Drosselstrecken oder Düker, eine große Rolle, weil durch Rückstaueffekte das Abfluss- und Stofftransportverhalten stark verändert werden kann (Dette et al. 1996).

Aus dem Gesagten wird bereits deutlich, dass Einträge als Folge von Mischwasserentlastungen einer sehr hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität unterliegen, wodurch eine Betrachtung mehrjähriger mittlerer Zustände auf kanalnetzübergreifender, großskaliger Ebene erschwert wird. Aufgrund der angesprochenen Vorgänge ist die Genauigkeit von Berechnungen der Hydraulik und insbesondere der Schmutzfracht bereits bei zeitlich hoch aufgelöster Betrachtung einzelner Kanalnetze stark eingeschränkt, zumal der Abfluss ungleichmäßig erfolgt und Spülstöße auftreten (Dette et al. 1996). Eine Übertragbarkeit von Untersuchungen ist wegen der Individualität von Kanalnetzen ebenfalls nur bedingt möglich. Zur einzugsgebietsbezogenen Berechnung des mittleren Eintrags über Mischwasserüberläufe ist daher ein robuster Ansatz erforderlich, der sich auf die wesentlichen und flächendeckend erfassbaren Parameter beschränkt.

Die mittlere Höhe des Eintrags hängt dabei entscheidend von der in die Fließgewässer entlasteten Abflussmenge ab, die sich aus dem Oberflächenabflusssumme der an das Mischkanalnetz angeschlossenen versiegelten Flächen, der Regenabflusssumme zur Kläranlage sowie des kumulierten Rückhaltevolumens aller Speicherbauwerke ergibt. In Anlehnung an die Berechnungsmethodik des ATV-Arbeitsblatts 128 (ATV-A 128, 1992) wird im Modell MEPhos der mittlere P-Eintrag infolge Mischwasserentlastung nach Gl. 22 berechnet (MUNLV 2003).

$$SF_{e,MS} = VQ_{r,MS} \cdot e_0 \cdot c_{NP,MS} \quad \text{Gl. 22}$$

mit:	$SF_{e,MS}$	= entlastete Jahresfracht aus Mischwasserüberläufen	[t/a]
	$VQ_{r,MS}$	= jährliche Regenabflusssumme im Mischsystem	[m³/a]
	e_0	= Jahresentlastungsrate	[%/100]

$$C_{NP,MS} = \text{Konzentration Gesamt-N bzw. Gesamt-P im entlasteten Mischwasser} \\ [\text{mg/l}]$$

In die Berechnung der jährlichen Regenabflusssumme aus dem Mischsystem geht die mit GROWA für versiegelte Flächen modellierte mittlere Direktabflusshöhe, die auf versiegelten Flächen mit dem Oberflächenabfluss gleichgesetzt werden kann, ein (Kapitel 3.5). Informationen zu (teil-)versiegelten Flächen werden den Landnutzungsdaten entnommen. Versiegelungsgrade von Landnutzungskategorien sind in Tabelle 8-3 und MUNLV (2006) enthalten. Zum Anteil versiegelter Flächen, die über ein Mischwasserkanalnetz entwässert werden, sowie zu den Speichervolumina der Sonderbauwerke liegen Daten aus dem Regenbeckenkataster NRW (REBEKA) vor. Ebenfalls ersichtlich ist die Zuordnung der Flächen und Bauwerke zu Kläranlagen. Aufgrund der Datenlage und Datenstruktur können Nährstoffeinträge über Mischwasserentlastung weder anlagenspezifisch noch für Phosphotope oder administrative Einheiten berechnet werden. Sinnvoll durchführbar hingegen ist eine integrative Betrachtung von Flussgebieten.

Die zulässige Entlastungsrate e_0 eines Mischeinzugsgebiets errechnet sich aus den beiden Parametern Regenabflussspende zur Kläranlage (qr) und kumuliertes spezifisches Speichervolumen (VS) gemäß Gl. 23 bis Gl. 25 (ATV-A 128, 1992).

$$e_0 = \frac{H_1}{V_S + H_2} - 6 \quad \text{Gl. 23}$$

$$H_1 = \frac{4000 + 25 \cdot qr}{0,551 + qr} \quad \text{Gl. 24}$$

$$H_2 = \frac{36,8 + 13,5 \cdot qr}{0,5 + qr} \quad \text{Gl. 25}$$

Das spezifische Speichervolumen eines Einzugsgebiets mit Mischentwässerung setzt sich zusammen aus den kumulierten Speichervolumina aller Regenentlastungsanlagen, die auf die kumulierte versiegelte Fläche mit Anschluss an diese Bauwerke bezogen wird (Gl. 26).

$$V_S = \frac{V_{MS}}{A_{red,MS}} \quad \text{Gl. 26}$$

mit: V_{MS} = kumuliertes Speichervolumen der Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet
 $A_{red,MS}$ = kumulierte versiegelte Fläche mit Anschluss an Sonderbauwerke des Mischkanalsystems

Nach Gl. 22 muss zur Berechnung der mittleren Nährstoffeinträge auch die mittlere Konzentration von Gesamt-P bzw. Gesamt-N im Mischwasser bei Starkregen bekannt sein. Für die vorliegende Studie wurden die Konzentrationen verwendet, die vom MUNLV (2006) veröffentlicht wurden, d. h. 2 mg/l Gesamt-P und 8 mg/l Gesamt-N. In diesem Zusammenhang wird angemerkt, dass neuere Literaturauswertungen von deutlich niedrigeren P-Konzentrationen im Mischwasser ausgehen. So nennen Brombach & Fuchs (2003) auf Basis von 20 Untersuchungen in Zentraleuropa zwar Konzentrationen von 1,96 mg Gesamt-P/l im

Mischwasserabfluss, im Überlaufwasser der Mischkanalisation wurden jedoch lediglich 1,0 mg/l festgestellt. Eine Reduzierung der Konzentration um 50 % würde eine ebenso große Verringerung der Fracht bewirken.

7.3 Modellierung der mittleren Einträge über Trennkanalisationen und von außerörtlichen Straßen

Unter dem Pfad Trennkanalisation werden in dieser Arbeit diffuse P-Einträge von versiegelten Flächen mit dem Oberflächenabfluss verstanden. Ein Eintragspotenzial ergibt sich im Wesentlichen durch Ablagerungen der atmosphärischen Deposition, verkehrsbedingten Staubeintrag, Laubstreu und tierische Exkremente. Der Abfluss erreicht den Vorfluter direkt über Regenwasserkanalisation im Trennsystem oder über Straßengraben, d. h., es erfolgt keine Behandlung des Abwassers. Neben der Nährstoff-Konzentration sind folgende Parameter ausschlaggebend für die Höhe der emittierten Fracht: Anteil versiegelter Flächen, Anschlussgrad dieser Flächen an ein Trennkanalisationsnetz sowie Abflusshöhe von versiegelten Flächen, die an Trennkanalsysteme angeschlossen sind (Beudert 1997, MUNLV 2003). Während die beiden Parameter Versiegelungsflächenanteil und Abflusshöhe als flächendifferenzierte Datensätze zur Landnutzung und zur Direktabflusshöhe nach GROWA vorliegen, sind Informationen über den Anschlussgrad versiegelter Flächen an die Kanalisationstypen Mischkanal bzw. Trennkanal im Regenbeckenkataster NRW (REBEKA) vorhanden. Wie unter 7.2 bereits ausgeführt, erfolgt die Berechnung des P-Eintrags über Trennkanalisation integrativ auf Basis von Flusseinzugsgebieten. Nachfolgend wird die Vorgehensweise zur Berechnung von P-Einträgen über Trennkanalisationen und von außerörtlichen Straßen beschrieben. Die Ermittlung der N-Einträge von urbanen Flächen erfolgt abweichend hiervon im Rahmen der Modellierung von Einträgen über den Direktabfluss, wie in Kapitel 10.4.1 beschrieben.

Für die total versiegelten Flächen eines Sub-Einzugsgebiets wird die Direktabflusshöhe mittels GROWA berechnet und dann um den Teil prozentual verringert, den die Mischkanalisation im Einzugsgebiet einer Kläranlage nach REBEKA einnimmt. Zusätzlich wird die Fläche der außerörtlichen Straßen betrachtet. Der resultierende Direktabflussanteil wird mit einer einheitlichen Gesamt-P-Konzentration multipliziert (MUNLV 2006, Gl. 27).

$$FTK = \frac{Q_{Dir, vers} \cdot \left(\frac{A_{TK}}{100} \right) \cdot C_{Pges}}{100} \quad \text{Gl. 27}$$

mit: F_{TK} = P-Einträge über Trennkanalisation [kg/(ha·a)]
 $Q_{Dir, vers}$ = mittlere Abflusshöhe von versiegelten Flächen [mm/a]
 A_{TK} = Anteil des Trennkanalsystems am gesamten Entwässerungssystem [%]
 C_{Pges} = mittlere Konzentration P-gesamt [mg/l]

Nach Gl. 27 muss zur Berechnung der mittleren Einträge von Gesamt-P auch die mittlere Konzentration von Gesamt-P im Straßenablauf bekannt sein. Für die vorliegende Studie wurden die Konzentrationen verwendet, die vom MUNLV (2006) veröffentlicht wurden, d. h. 1 mg/l Gesamt-P. In diesem Zusammenhang wird angemerkt, dass neuere Literaturauswer-

tungen von deutlich niedrigeren P-Konzentrationen im Trennkanalabfluss ausgehen. So nennen Brombach & Fuchs (2003) auf Basis von 34 Untersuchungen in Zentraleuropa einen Medianwert von 0,51 mg Gesamt-P/l im Regenwasserkanal der Trennkanalisation. Eine Reduzierung der Konzentration um 50 % würde eine ebenso große Verringerung der Fracht bewirken (Gl. 18).

Wie oben ausgeführt, muss sich die Modellierung des P-Eintrags über Trennkanalisation aufgrund der Datenlage eines robusten Ansatzes bedienen. Die hier vorgestellte Methodik berücksichtigt diese Vorgaben und besitzt den Charakter einer Schätzung. Dennoch wird die Aussagefähigkeit des Ansatzes für Betrachtungen auf der Ebene von Gewässereinzugsgebieten als ausreichend angesehen.

8. Datengrundlagen

Für die Analysen des Landschaftswasserhaushaltes und Nährstoffeintrags werden zahlreiche flächendifferenzierte klimatische, hydrologische, pedologische, topographische und hydrogeologische Basisdaten benötigt. Die Daten wurden bestehenden digitalen thematischen Datenbeständen der Länder entnommen. Bei der Auswahl der Datensätze war entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend für die Pilotgebiete verfügbar waren und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufwiesen. Die Eingangsdaten lagen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten mit einer Zellengröße zwischen 50 und 250 m vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit dem GIS ArcView.

Im Folgenden werden Herkunft, Erfassungsmethodik und Genauigkeit der verwendeten Eingabedatensätze behandelt. Hierbei wird, falls erforderlich, auf die Verfahrensschritte bei der Datenaufbereitung sowie regionale Besonderheiten eingegangen. In Tabelle 8-1 sind die für die Modellierung des Wasserhaushaltes und Nährstoffeintrags in Nordrhein-Westfalen verwendeten Datengrundlagen zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 8-1: Datengrundlagen für die Modellierung und Validierung von Wasserhaushalt, N- und P-Einträgen sowie für die Kartendarstellung

Themengebiet	Datengrundlage	Datentyp	Quelle
Grunddaten	Verwaltungsgrenzen	Vektor	DLM25 (Landesvermessungsamt NRW)
Hydrographie	Fließgewässer, Seen	Vektor	DLM25 (Landesvermessungsamt NRW)
	Oberflächenwasserkörper	Vektor	LANUV NRW
	Grundwasserkörper	Vektor	
Klima	Sommerniederschlag	Raster	Deutscher Wetterdienst
	Winterniederschlag		
	Potenzielle Verdunstung nach Wending		
Boden	effektive Durchwurzelungstiefe	Vektor	BK50 (Geologischer Dienst NRW)
	nutzbare Feldkapazität		
	kapillare Aufstiegshöhe		
	Flurabstand		
	Staunässegrad		
Landnutzung	Bodenbedeckungskategorien	Vektor	ATKIS DLM 25 (Landesvermessungsamt NRW)
Hydrogeologie	Durchlässigkeitsklassen	Vektor	HK100 (Geologischer Dienst NRW)
Topographie	Hangneigung	Raster	DGM5 (Landesvermessungsamt NRW)
	Hangexposition	Raster	
Erosion	R-Faktor	Raster	Geologischer Dienst NRW
	K-Faktor	Raster	
	C-Faktor	Raster	Statistisches Landesamt NRW
Dränagen	Dränierter landwirtschaftliche Flächen	Raster	Verfahren nach Tetzlaff et al. 2008a
Nährstoffüberschüsse	Bilanzüberschüsse N und P	Raster	Modell RAUMIS (vTI Braunschweig)
Atm. Deposition	N-Deposition	Raster	Werte von Gauger et al. 2008
Punktquellen	N- u. P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	Vektor	Einleiterüberwachung Abwasser, ReBeKa (Landesumweltamt NRW)
	N- u. P-Einträge aus Industrieanlagen	Vektor	

	Daten zu Kanalisationstyp, Typ und Volumen von Sonderbauwerken	Vektor	
Hydrogeochemie	Grundwassergütedaten	dbf	LANUV NRW
	Einzugsgebietsgrenzen	Vektor	LANUV NRW
Validierung	Tagesmittel der Abflüsse	dbf	Landesämter, Wasserverbände
	Gütemessdaten der Oberflächengewässer	dbf	LANUV NRW

Alle Datenbestände wurden in das Geographische Informationssystem ArcGIS bzw. das Datenbanksystem Access eingebettet. In ArcGIS erfolgt sowohl die Datenhaltung und -verwaltung als auch die Analyse und Ergebnisauswertung. Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass der Maßstabsebene entsprechend keine punktbezogenen Aussagen möglich sind.

8.1 Diskretisierung der Datengrundlagen

Für die flächendifferenzierte Quantifizierung der N- und P- Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen ist eine digitale Grundkarte des Bundeslandes eine unabdingbare Voraussetzung. Die Geometrie der digitalen Grundkarte stellt das geographische Referenzsystem für die Bearbeitung des gesamten Forschungsvorhabens dar, auf welches sowohl alle Datengrundlagen als auch alle Modellrechnungen bezogen wurden.

Grundvoraussetzung für die Anwendung der Modelle GROWA, DENUZ, WEKU und MEPhOS ist eine Umwandlung der auf Vektoren basierten Eingangsdaten in Rasterdaten und eine Vereinheitlichung der Rasterweite aller Datensätze. Bei der Diskretisierung der für NRW vorhandenen Datensätze waren folgende Randbedingungen zu beachten:

- Die Modellierung erfolgte unter Verwendung hoch aufgelöster, flächendeckend vorliegender digitaler Daten.
- Die hoch aufgelösten Daten mussten rationell verarbeitbar sein
- Der unvermeidliche Informationsverlust, der bei der Transformation von Vektordaten in das für die Modellierung erforderliche Rasterformat auftritt, wurde möglichst gering gehalten.
- Es musste sichergestellt sein, dass das statistische Verhalten der Datensätze trotz des Verlustes an räumlicher Information unverändert blieb.

Dörhöfer et al. (2001) haben am Beispiel des Attributs „Bodentyp“ der Bodenkarte Niedersachsens im Maßstab 1:50.000 (BK 50) untersucht, wie sich unterschiedliche Rasterungen (50 bis 1000 m) auf den Informationsgehalt von nominal skalierten Vektordaten auswirken. Der zu überprüfende Informationsgehalt wurde über die Kriterien „Diversität der Bodentyp-Klassen“ und „Abweichungen von der primären Flächengröße pro Bodentyp-Klasse“ definiert. Die Untersuchung zeigte, dass bei Rasterweiten von 1000 m und 500 m nicht alle Bodentypklassen in dem Rasterdatensatz repräsentiert werden. Bei einer Rasterung von 250 m blieben zwar alle Bodentypklassen erhalten, jedoch traten Abweichungen der Flächengrößen

von bis 30 % auf. Bei der 50 und 100 m Auflösung waren die Abweichungen geringer und lagen zudem in der gleichen Größenordnung (max. 5 %).

Da Rasterweiten unter 100 m den Informationsverlust von Karten im Maßstab 1:50.000 nur unwesentlich verringerten, dafür den Rechenaufwand aber überproportional erhöhten, wurde ein 100 m Raster als optimal für die Untersuchungen in Niedersachsen angesehen. Da die für Nordrhein-Westfalen zur Verfügung stehenden Grunddaten im wesentlichen aus dem gleichen Maßstabsbereich stammen, die der Untersuchung in Niedersachsen zugrunde gelegen haben, wurden die Eingangsdaten für die Modellierung im Rahmen dieser Untersuchung ebenfalls auf eine einheitliche Rasterweite von 100 m transformiert. Somit wurde die Landesfläche NRW in ca. 3.4 Mio. individuelle Rasterzellen unterteilt, auf die jede Modelleingabegröße bzw. jede Modellrechnung bezogen wurde. Als einheitliche Geocodierung wurde das geodätische Gauß-Krüger-Netz mit dem 6. Längengrad als Bezugsmeridian verwendet, das auf einer transversalen Mercatorprojektion mit dem Bessel'schen Rotationsellipsoid basiert.

8.2 Klimatische Datengrundlagen

Alle klimatischen Datengrundlagen wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) im 1x1 km² Rasterformat erstellt. Dabei handelt es sich um folgende digitale Datensätze der hydrologischen Periode 1961-1990:

- Mittlere jährliche Niederschlagshöhe,
- Mittlere Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr,
- Mittlere Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr,
- Mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe nach Wendling.

Für die Modellierung wurde eine Disaggregation der 1x1 km² Raster-Daten des DWD auf die Rasterweite von 100 m vorgenommen. Hierzu wurde das Verfahren des Ordinary Kriging (Matheron, 1963) angewendet. Die im Folgenden vorgestellten Klimadaten sind somit die auf ein 100 m Raster disaggregierten Originaldaten des DWD.

8.2.1 Niederschlagshöhe

In die Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem GROWA-Modell gehen die mittlere Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr und die mittlere Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr ein. Auf eine Diskussion der absoluten Halbjahresniederschlagshöhen wird an dieser Stelle jedoch verzichtet. Stattdessen sind die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen (Abbildung 8-1) sowie die prozentualen Verhältnisse der Sommer- zu den Winterniederschlägen des Bezugszeitraums dargestellt (Abbildung 8-2).

Die in Abbildung 8-1 dargestellten mittleren jährlichen Niederschlagshöhen reichen je nach Region von weniger als 700 mm/a bis über 1.600 mm/a. Um die regionale Gliederung deutlich zu machen, beträgt die Breite der Bereiche 100 mm/a. Nur im Bereich 1.000 mm/a bis

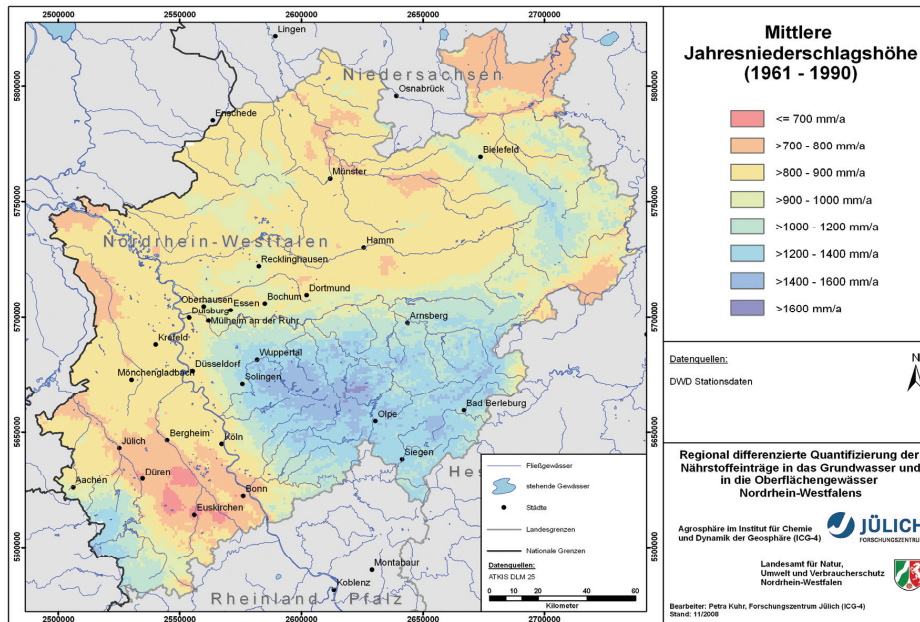


Abbildung 8-1: Mittlere Jahresniederschlagshöhen in Nordrhein-Westfalen für die Periode 1961 bis 1990

1.600 mm/a ist eine Zwischenstufe von 200 mm/a verwendet worden. Infolge der überwiegend von Südwesten bis Nordwesten einfließenden Meeresluft ist die Niederschlagshöhe in den Kammlagen der Mittelgebirge gegenüber den Niederschlagshöhen auf den Ostseiten (Leelagen) erhöht. Besonders deutlich wird dieser Effekt im südlichen Bereich der Niederrheinischen Bucht, wo die Höhenlagen des Hohen Venns eine signifikante Regenabschattung bewirken. Während in den Kammlagen dieser Mittelgebirge Niederschlagshöhen von 1.600 mm/a und mehr auftreten können, sind im Windschatten Niederschlagshöhen unter 700 mm/a keine Seltenheit.

Der Luv-Effekt, also die Hebung von Luftmassen aufgrund der morphologischen Gegebenheiten, wird im zentralen Bereich des Bergischen Lands, den sogenannten Bergischen Hochflächen besonders deutlich. Trotz der relativ moderaten mittleren Höhe von 240 m werden hier mittlere Gesamtniederschlagshöhen von etwa 1.250 mm/a erreicht. Das weiter im Osten befindliche Rothaargebirge weist eine mittlere Höhe von über 560 m auf, wobei der mittlere Gesamtniederschlag mit rund 1.240 mm/a sogar geringer ausfällt als in den Bergischen Hochflächen. An diesem Beispiel zeigt sich, dass die bei einer Betrachtung der Abhängigkeit von der Höhe und der Niederschlagsmenge auch die Luv- und Lee-Effekte zu berücksichtigen sind. In Tabelle 8-2 sind statistische Kennwerte zur mittleren Gesamtniederschlagshöhe für den Zeitraum 1961-1990 in den Großlandschaften Nordrhein-Westfalens dargestellt.

Es zeigt sich, dass die Streubreite des Gesamtniederschlags regional sehr unterschiedlich ist. Die höchsten Streubreiten sind erwartungsgemäß in den Mittelgebirgsregionen zu finden, mit einer Streubreite von bis zu rund 1.000 mm/a (Sauer- und Siegerland). Für das gesamte

Bundesland NRW ergibt sich sogar eine Streubreite von 1.100 mm/a. Diese Differenziertheit der Niederschlagshöhen ist Ausdruck der Reliefgliederung in NRW mit einem ausgeprägten Wechsel von Flachland- und Mittelgebirgsregionen.

Tabelle 8-2: Statistische Kennwerte zur mittleren Gesamtniederschlagshöhe (1961-1990) bezogen auf die Großlandschaften in NRW

Großlandschaft	Minimalwert	Maximalwert	Streubreite	Mittelwert
Westfälische Bucht	748 mm/a	1.120 mm/a	372 mm/a	832 mm/a
Weserbergland	632 mm/a	1.364 mm/a	731,9 mm/a	897 mm/a
Bergisches Land	748 mm/a	1.559 mm/a	811 mm/a	1.163 mm/a
Westfälisches Tiefland	659 mm/a	916 mm/a	257 mm/a	737 mm/a
Niederrheinische Bucht	572 mm/a	1.118 mm/a	546 mm/a	763 mm/a
Niederrheinisches Tiefland	710 mm/a	955 mm/a	245 mm/a	793 mm/a
Sauer- und Siegerland	674 mm/a	1.672 mm/a	999 mm/a	1.165 mm/a
Eifel (mit Siebengebirge)	663 mm/a	1.415 mm/a	752 mm/a	928 mm/a
NRW gesamt	572 mm/a	1.672 mm/a	1.100 mm/a	912 mm/a

Abbildung 8-2 zeigt das Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen im Bezugszeitraum (1961-1990).

Bei einem Verhältnis von 100 % ist die Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) im Mittel genauso hoch wie die des hydrologischen Winterhalbjahres (November bis April). Bei Werten unter 100 % überwiegt der Winterniederschlag, bei Werten über 100 % der Sommerniederschlag. Die Spanne der in NRW im Bezugszeitraum aufgetre-

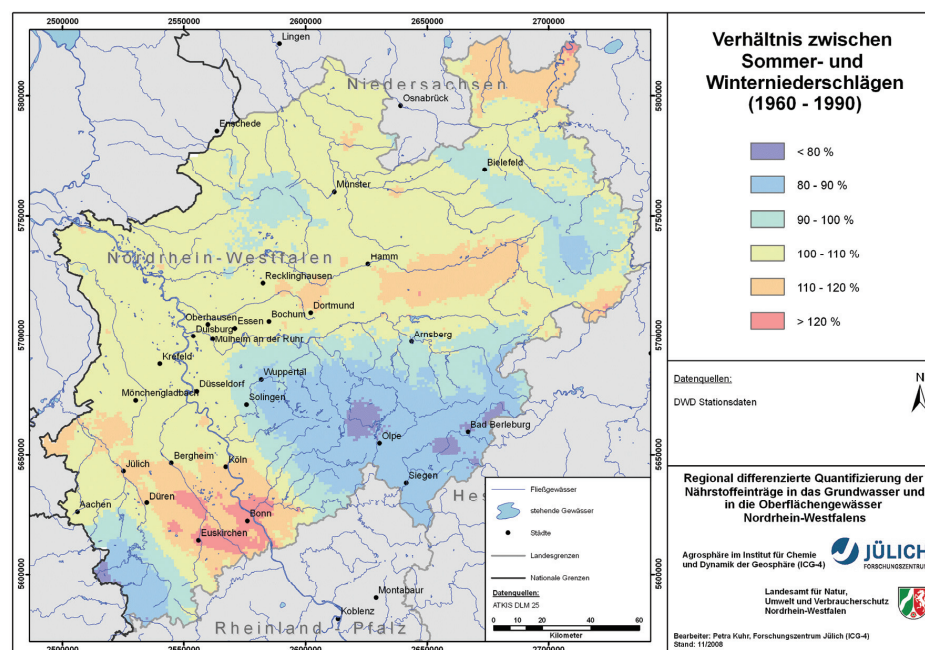


Abbildung 8-2: Verhältnis zwischen Sommer- und Winterniederschlägen in Nordrhein-Westfalen für die Periode 1961 bis 1990

tenen Verhältnisse von Sommer- zu Winterniederschlag liegt zwischen Werten von unter 80 % und über 120 %. Im Westen und Norden Nordrhein-Westfalens ist im Allgemeinen ein relativ ausgeglichenes Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlag zu beobachten. In den Mittelgebirgsräumen überwiegen jedoch deutlich die Winterniederschläge. Somit fällt hier die niederschlagsreichste Zeit mit der Zeit des geringsten Verdunstungspotenzials zusammen. Aufgrund der geringen Transpirationsraten im Winter und der damit verbundenen hohen Bodenfeuchten kann ein Großteil des Niederschlagswassers schnell abflusswirksam werden. Im Gegensatz dazu treten in der Niederrheinischen Bucht die höchsten Niederschlagsmengen im Sommer und daher zur Zeit der höchsten potenziellen Verdunstung auf.

8.2.2 Potenzielle Verdunstung nach Wendling

Aufgrund des sehr hohen Messaufwandes werden zur Ermittlung der Verdunstung in der Regel Modelle genutzt, welche es ermöglichen die Verdunstung aus leichter zugänglichen Messgrößen zu berechnen. Das bekannteste Modell ist die Penman-Monteith-Beziehung (Allen et al., 2000). Die Potenzielle Verdunstung (E_{To}) ist jene Verdunstung, die sich allein aus den meteorologischen Daten ergibt. Um hierbei eine einheitliche Berechnung zu ermöglichen, müssen die übrigen Randbedingungen (Vegetation, Landnutzung und Bodeneigenschaften) vorher definiert sein.

Von der FAO (Food and Agriculture Organization) wird als international einheitlicher Standard die Gras-Referenzverdunstung empfohlen, welche auf der Penman-Monteith-Beziehung

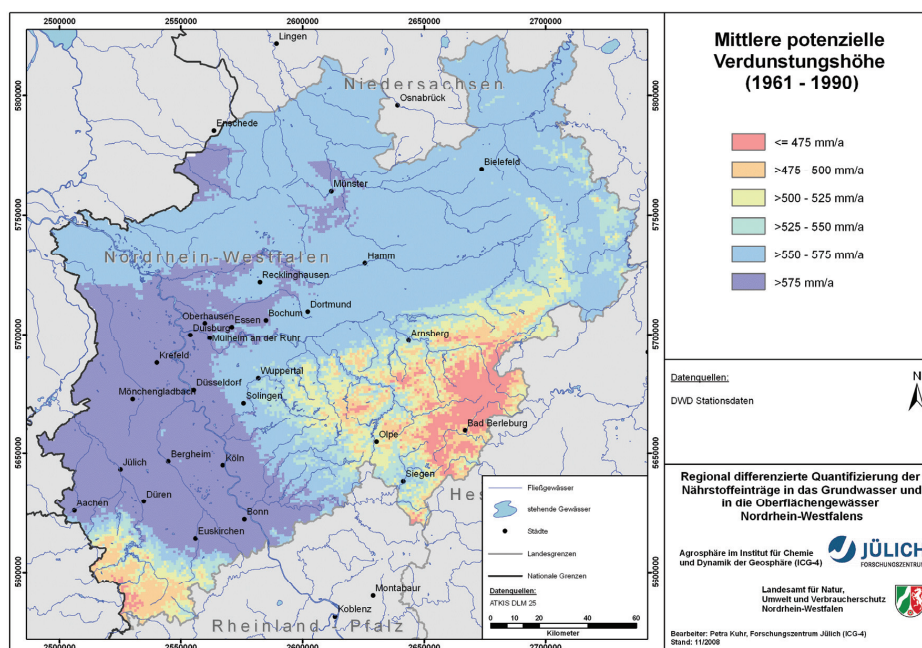


Abbildung 8-3: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe in Nordrhein-Westfalen für die Periode von 1961 bis 1990

basiert (ATV-DVWK, 2002). Hierbei wurden folgende Randbedingungen festgelegt: das ganze Jahr über Grasbedeckung (12 cm Höhe), kein Trockenstress (mindestens ca. 50 % der nutzbaren Feldkapazität) und eine mittlere Albedo der Oberfläche von 0,23.

In der vorliegenden Arbeit werden die vom Deutschen Wetterdienst herausgegebenen Daten zur potenziellen Verdunstung verwendet, die auf ein Verfahren nach Wendling (1995) basieren. Hierbei wurde die Grass-Referenzverdunstung zur Berechnung langjähriger Verdunstungshöhen modifiziert. Weiterhin wurden Faktoren zur Berücksichtigung der Höhe und der Küstennähe eingeführt (ATV-DVWK, 2002). Die deutschlandweite Umsetzung dieses Verfahrens fand Eingang in den Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU, 1998).

Abbildung 8-3 zeigt die jährliche potenzielle Verdunstungshöhe nach Wendling (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen. Die potenzielle Verdunstung ist abhängig von verschiedenen meteorologischen Randbedingungen (z. B. Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung etc.) die wiederum höhenabhängig sind. Somit wird die räumliche Struktur der Verdunstungsverteilung stark von den morphologischen Gegebenheiten geprägt. In den Mittelgebirgsräumen werden aufgrund der niedrigen Lufttemperaturen und hohen -feuchten, insbesondere in den Wintermonaten, die niedrigsten Verdunstungshöhen erreicht. Die niedrigsten Werte weisen das Sauer- und Siegerland auf (Minimalwert: 402 mm/a bzw. Mittelwert: 520 mm/a). Aufgrund der ausgeprägten Höhengliederung sind hier auch die höchsten Streubreiten zu verzeichnen.

Die potenziellen Verdunstungshöhen in der Köln-Aachener Bucht liegen mit einer Streuung von in der Regel unter 35 mm/a zwischen 575 bis 610 mm/a. Hierbei werden die höchsten Verdunstungsraten im Bereich des Rheingrabens zwischen Köln und Düsseldorf mit Werten um 605 mm/a erreicht.

8.3 Daten zur Bodenbedeckung

Grundlage dieser Karte ist das einheitlich vorliegende Digitale Landschaftsmodell DLM 25 des ATKIS (siehe Abbildung 8-4). Mit dem Digitalen Landschaftsmodell DLM 25 (2. Ausbaustufe) des ATKIS stehen Landnutzungsinformationen mit höherer Lagegenauigkeit bundesweit zur Verfügung. Im Gegensatz zur ersten ATKIS-Ausbaustufe wird Wald unterschieden in Laubwald, Nadelwald und Mischwald. Diese detaillierteren Attribute erlauben eine genaue Berechnung des Wasserhaushalts mit dem Modell GROWA, da das unterschiedliche Verdunstungsverhalten der Waldtypen abgebildet werden kann. Die Daten des DLM 25 setzen auf digitalisierten topographischen Karten auf, deren inhaltliche Fortführung jedoch nur teilweise den realen Landnutzungswandel wiedergibt. So haben Untersuchungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft gezeigt, dass der im nördlichen Nordrhein-Westfalen in den 1980er Jahren verstärkt vorgenommene Grünlandumbruch zum Zwecke des Maisanbaus in den Datenbeständen des DLM 25 nur z.T. wiedergegeben wird (mündl. Mitt. Hr. Kreins, vTI Braunschweig). Dieser Nachteil wird durch die höhere räumliche Auflösung bzw. die geringere Generalisierung aufgehoben, die sich gerade bei der Modellierung von Nährstoffströmen positiv bemerkbar macht.

Abbildung 8-4 zeigt die räumliche Verteilung der Bodenbedeckungskategorien. Es zeigt sich, dass allein acht Landnutzungskategorien über 95 % der Gesamtfläche bedecken. Der größte Anteil der Bodenbedeckung entfällt auf die Kategorie „Ackerland“.

In dem im GROWA-Modell implementierten Verfahren zur Berechnung der realen verdunstung nach Renger & Wessolek (DVWK, 1996) werden nur die Landnutzungseinheiten „versiegelte Fläche“, „vegetationslose Fläche“, „Grünland“, „Ackerland“, „Laubwald“, „Nadelwald“ und „Gewässer“ unterschieden. Für die Verdunstungsberechnung wurden die stärker differenzierten ATKIS-Landnutzungsarten den entsprechenden Landnutzungseinheiten zugeordnet bzw. anteilige Kombinationen derselben gebildet. Hierzu wurden die in NRW auftretenden Landnutzungskategorien auf Basis einer Empfehlung des ATV-DVWK (2002) in diese sieben Landnutzungsgruppen zusammengefasst.

Basierend auf einer Landnutzungsgruppierung ergibt sich die in Abbildung 8-5 dargestellte Häufigkeitsverteilung von Landnutzungsgruppen in NRW. Fast die Hälfte des Gebietes des Bundeslandes NRW (35,4 %) wird durch die Landnutzungsgruppe „Ackerland“ vertreten. Schwerpunktmäßig ist diese Landnutzungsgruppe in den Tieflandsregionen Nordrhein-Westfalens und im Weserbergland vertreten. Die Waldkategorien „Laubwald“ und „Nadelwald“ nehmen zusammen mit rund 27,9 % den zweitgrößten Anteil an der Landnutzung ein. Diese Landnutzungsgruppe konzentrierte sich in den Mittelgebirgsregionen. Die Bodenbedeckungskategorie „Grünland“ tritt demgegenüber mit ca. 16,8 % zurück. Grünland stellt insbesondere in der Westfälischen Bucht eine bedeutende Bodenbedeckungskategorie dar.

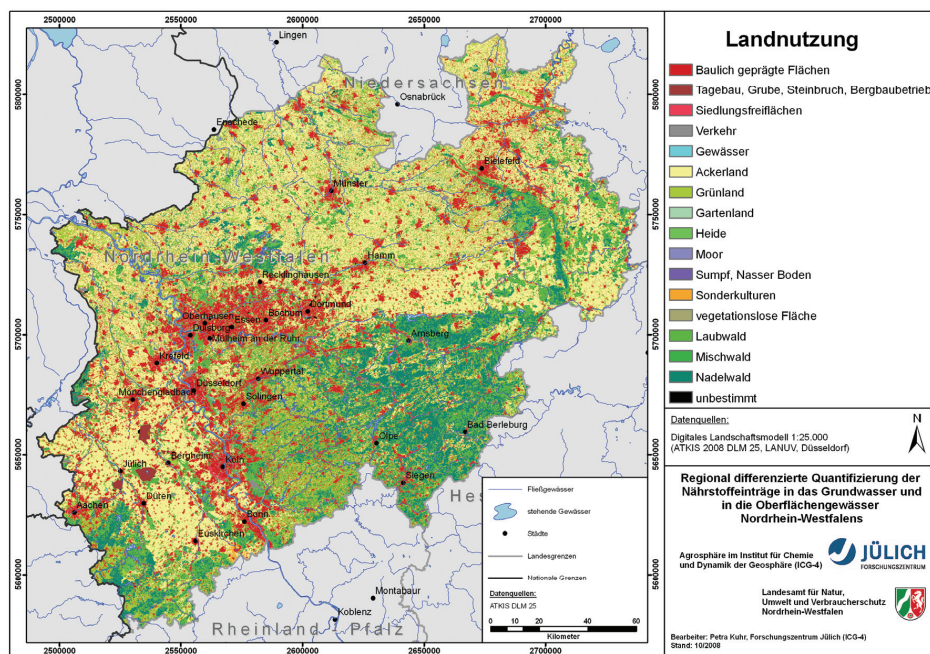


Abbildung 8-4: Landnutzungskategorien nach ATKIS DLM 25 für Nordrhein-Westfalen

NRW ist mit fast 18 Mio. Einwohnern das bevölkerungsreichste Bundesland. Aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte in NRW von im Schnitt 520 Personen pro km² nehmen versiegelte Flächen dementsprechend einen relativ hohen Flächenanteil ein (ca. 18,3 %). Die Landnutzungsgruppen „vegetationslose Fläche“ und „Wasserflächen“ haben nur noch einen Anteil von 0,5 % bzw. 1,2 %, was einer Fläche von etwa 552 km² entspricht. Großflächig treten vegetationslose Flächen z. B. bei den Braunkohletagebauen in der Niederrheinischen Bucht auf.

8.4 Bodenkundliche Datengrundlagen

Der Wasser- und Stoffhaushalt eines Landschaftsraumes wird in starker Weise durch pedologische Einflussgrößen bestimmt. Für die Verdunstung steht den Pflanzen nur das im Wurzelraum gespeicherte Wasser zur Verfügung, die sogenannte pflanzenverfügbare Bodenwassermenge. Dieser bodenhydrologische Kennwert geht in das gewählte Verfahren zur Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen ein. Zu seiner Ableitung sind Angaben über die nutzbare Feldkapazität, die effektive Durchwurzelungstiefe und die kapillare Aufstiegshöhe erforderlich. Die ebenfalls abgeleiteten Parameter Grundwasser- bzw. Stauwasserbeeinflussung des Bodens sind zur Ausweisung von grundwassernahen Standorten mit erhöhtem Verdunstungspotential und zur Abtrennung des Basisabflussanteils von der Gesamtabflusshöhe wichtig.

Die digitale Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1:50.000 (BK 50) liegt landesweit flächendeckend vor und wurde als gesamtes Kartenwerk einheitlich digital aufbereitet. Der Maßstab dieser Karte gibt bei ausreichender Genauigkeit einen vergleichenden Überblick über die Böden des Landes und deren regionale Bedeutung. Diese Bodenübersichtskarte ist durch flächendeckende Kartierung entstanden. Dabei wurden die Böden und ihr Profil bis in 2 m Tiefe bzw. bis zur Obergrenze des Festgesteins aufgenommen. Der Bohrpunktabstand betrug je nach Komplexität der bodenkundlichen Verhältnisse im Gelände ca. 100-300 m (Arbeitsgruppe BK 50, 2001). Kartographisch wird der Bodenaufbau durch Bodeneinheiten beschrieben, die Böden gleichartiger oder ähnlicher Entwicklung sowie mit vergleichbarem Substrataufbau erfassen. Für die erfasste Bodenartenschichtung werden integrativ quantifizierte Angaben zu Mächtigkeit, Korngrößenzusammensetzung und Humusgehalt gemacht, sodass eine Berechnung bodenhydrologischer Parameter möglich wird.

Die BK 50 enthält ebenfalls sehr detaillierte Angaben zu den für die Wasserhaushaltsmodellierung erforderlichen Parametern. Hierzu gehören der Grundwasser- und Staunäseeinfluss, die Geogenese bzw. Gesteinsart mit ihrer Stratigraphie und die Bodenartenschichtung (Schrey, 1994). Die Bodenartenschichtung enthält je Schicht nach Flächenanteilen quantifizierte Angaben zu den Fein- und Skelettbodenarten, Humus- und Kalkgehalten und zur Mächtigkeit. Jede Einheit wird zudem durch klassifizierte Angaben zur Sorptionsfähigkeit, zur Wasserspeicherkapazität und zur Durchlässigkeit sowie durch die Spanne der Bodenwertzahlen beschrieben.

8.4.1 Grundwasserstand

Die Bodenkarte ist konzipiert für Aufgaben der Land- und Forstwirtschaft, des Boden- und Bodennutzungsschutzes, des Natur- und Landschaftsschutzes sowie der Landespflege. Entsprechend ihrer Zielrichtung zeigt die Bodenkarte die Wasserverhältnisse bis zwei Meter unter Geländeoberfläche auch für kleinräumige, geringmächtige Grundwasserkörper einschließlich des geschlossenen Kapillarsaums, der je nach Bodenart und Lagerungsdichte zwischen ein und fünf Dezimetern liegt. Aus diesen Differenzierungen ergeben sich Abweichungen gegenüber den Angaben zur Grundwasseroberfläche in hydrogeologischen und hydrologischen Karten.

Das oberflächennahe Grundwasser bestimmt wesentlich die Entwicklung und Eigenschaften der Böden und damit deren Nutzungsmöglichkeit oder Meliorationsbedürftigkeit. Der Grundwasserstand schwankt im Jahresverlauf in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf, vom Substrat, von der Geländelage und der Vegetation mehr oder weniger stark. Daher wird neben dem mittleren Grundwasserstand auch die Amplitude seiner Schwankungen dargestellt. Vor allem unter Wald sind die Schwankungen nach unten sehr stark und die Nassphasen der durch Staunässe geprägten Böden kürzer als unter landwirtschaftlicher Nutzung.

Böden in Auenlage zeichnen sich vor allem in der Nähe der Vorfluter durch extrem starke, kurzzeitige Schwankungen des Grundwasserstands aus als Folge der sogenannten "Auenhydrologie". Hier bestimmen Niederschläge, Zuflüsse über die Wasserführung der Flüsse mit leichter zeitlicher Verzögerung und entfernungsabhängiger Intensität den Grundwasserstand. Der Abstand zwischen effektiver Durchwurzelungstiefe und Grundwasseroberfläche sowie die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und Porengrößenverteilung des Bodens in diesem Tiefenabschnitt bestimmen den kapillaren Aufstieg von Grundwasser in den von Wurzeln erschlossenen Bodenraum und damit die Wasserreserve, die der Vegetation während trockener Witterungsperioden zusätzlich zur nutzbaren Feldkapazität bereitgestellt wird.

Tabelle 8-4: Codierung der Art, Höhe des mittleren Schwankungsbereichs und Stufe des Grundwassers

Bezeichnung	sehr flach bis flach	mittel	tief	sehr tief	äußerst tief
Mittlere Schwankung dm u. GOF	0 bis 4	4 bis 8	8 bis 13	13 bis 20	über 20
normal schwankend	GW1	GW2	GW3	GW4	/
abgesenkt und normal schwankend	/	GA2	GA3	GA4	GA5
angestiegen und normal schwankend	GH1	GH2	GH3	GH4	/
stark nach oben schwankend	GO1	GO2	GO3	GO4	/
stark nach unten schwankend	GU1	GU2	GU3	GU4	/
stark nach unten und oben schwankend	GS1	GS2	GS3	GS4	GS5

Die Grundwasserstufe kennzeichnet den mittleren Schwankungsbereich des Grundwassers einschließlich des geschlossenen Kapillarsaums in Dezimetern unter der Geländeoberfläche (GOF) mit einer normalen Schwankungsamplitude von einer Tiefenstufe bezogen auf das hydrologische Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober). Grundwasserfreie Böden erhalten die

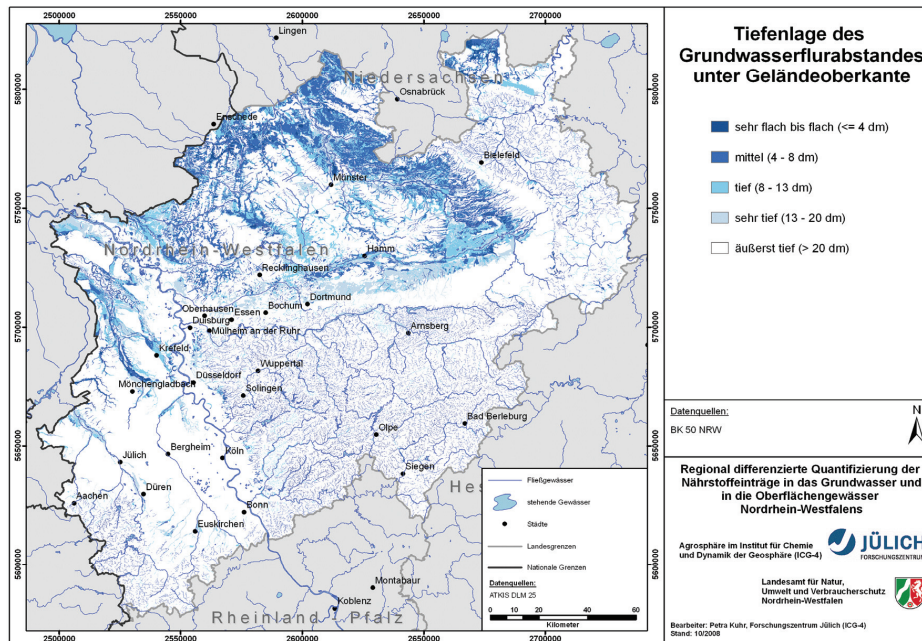


Abbildung 8-6: Mittlerer Schwankungsbereich des Grundwassers in Nordrhein-Westfalen

Grundwasserstufe "0". Im Bodeneinheitensymbol wird der numerischen Grundwasserstufe ein "G" für Grundwasser oder ein "H" für Hanggrundwasser sowie ein weiterer Buchstabe für die Höhe des mittleren Schwankungsbereichs vorangestellt, siehe Tabelle 8–4. Aus Abbildung 8-6 geht der mittlere Schwankungsbereich des Grundwassers in Dezimetern unter Geländeoberfläche hervor.

Die für die Ausgliederung grundwassernaher Standorte relevanten Flächen mit einem Flurabstand von maximal 4 dm treten in den Flussauen, Moor- und Niederungsgebieten auf. Als Beispiele für gehäuftes Auftreten von diesen Flächen sind die Auenböden im nördlichen Westmünsterland zwischen den Flüssen Vechte und Berkel und die Moorböden des Stemmer Moors nördlich des Wiehengebirges zu nennen. Ansonsten überwiegen in Nordrhein-Westfalen Grundwasserflurabstände von über 4 dm.

Standorte mit einem mittleren bis tiefen Grundwasserschwankungsbereich finden sich verbreitet in den Niederungen von Niers und Issel, im West- und Ostmünsterland sowie vereinzelt im Emscher- und Kernmünsterland und nördlich des Wiehengebirges. In den Mittelgebirgsregionen sind häufig die Böden der Flussauen von Grundwasser beeinflusst. In der Niederrheinischen Bucht und in den südlichen Hellwegbörden sind kaum Standorte mit grundwasserbeeinflussten Böden zu finden.

8.4.2 Staunässe

Die Staunässestufe beschreibt die Art und den Grad der Vernässung stau- und haftwasserbeeinflusster Böden bezogen auf das gesamte Bodenprofil; stauwasserfreie Böden erhalten die Stauwasserstufe "0". In Tabelle 8-5 ist die Codierung der Staunässestufen aufgelistet.

Tabelle 8-5: Codierung der Art und des Grades der Vernässung

Bezeichnung	sehr schwach	schwach	mittel	stark	sehr stark
Staunässe	SW1	SW2	SW3	SW4	SW5
Hangstaunässe	SH1	SH2	SH3	SH4	SH5
Haftnässe	SP1	SP2	SP3	SP4	SP5

Abbildung 8-7 zeigt den Vernässungsgrad der stau- und haftwasserbeeinflussten Böden in Nordrhein-Westfalen. Aus dieser Karte geht hervor, dass mittel bis sehr stark beeinflusste Böden flächenmäßig vor allem im Kernmünsterland auftreten und zudem noch in der südlichen Niederrheinischen Bucht, im Westmünster- und Emscherland, in den Hellwegbörden sowie nördlich und im Bereich des Wiehengebirges. Ansonsten sind Böden mit schwachen bis sehr schwachen Vernässungen im gesamten Gebiet Nordrhein-Westfalens vertreten, mit Ausnahme der Rheinebenen, weiten Teilen des Ostmünsterlands sowie des Sauer- und Siegerlands.

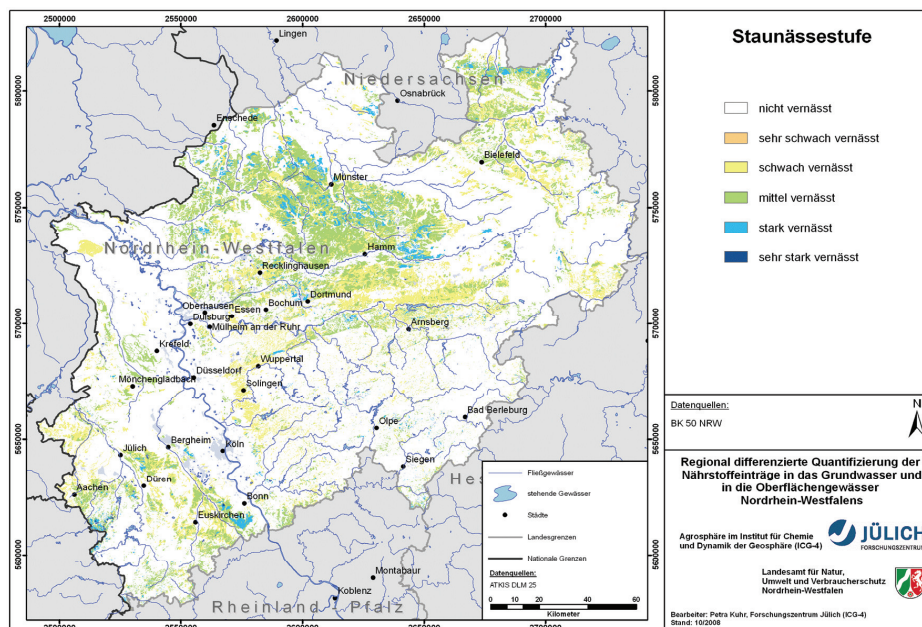


Abbildung 8-7: Vernässungsgrad stau- und haftwasserbeeinflusster Böden in Nordrhein-Westfalen

8.4.3 Pflanzenverfügbares Wasser im effektiven Wurzelraum

Das pflanzenverfügbare Bodenwasser entspricht der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (Schrey, 1994), bei grundwassernahen Böden kommt der kapillare Aufstieg von Grundwasser in den Wurzelraum hinzu.

Nutzbare Feldkapazität

Die nutzbare Feldkapazität ist bei grundwasser- und staunässefreien Böden das wesentliche Maß für die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge und macht einen großen Anteil der Bodenfruchtbarkeit und damit der Ertragssicherheit aus. Staunasse Böden stellen zeitweilig mehr Wasser als die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes bereit. Grundwasserbeeinflusste Böden stellen zusätzlich den kapillaren Aufstieg von Grundwasser als pflanzenverfügbares Wasser bereit.

Die nutzbare Feldkapazität ist der Teil der Feldkapazität, der für die Vegetation erreichbar ist und im Boden in den Mittelporen mit Saugspannungen zwischen den pF-Werten 1,8 und 4,2 gespeichert wird. Sie errechnet sich je Bodenartenschicht aus dem Anteil der Bodenarten bei mittlerer Lagerungsdichte, korrigiert durch volumenprozentuale Abschläge für den Skelettanteil (ohne nutzbare Feldkapazität) bzw. durch Zuschläge für die Humusgehalte. Aus der Summe der nutzbaren Feldkapazität je Bodenartenschicht über die mittlere effektive Durchwurzelungstiefe ergibt sich die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums.

Die mittlere effektive Durchwurzelungstiefe ist landnutzungsabhängig. Im Rahmen dieser Arbeit wurden bei der Berechnung der nutzbaren Feldkapazität die Landnutzungskategorien Ackerland, Grünland und Wald unterschieden. Zur räumlichen Differenzierung der Landnut-

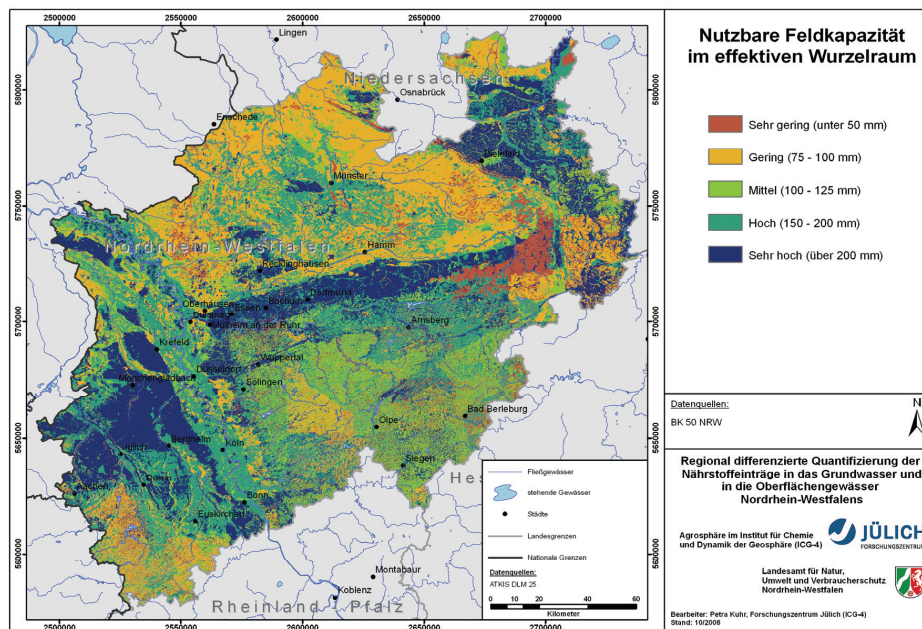


Abbildung 8-8: Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum

zung wird der ATKIS DLM 25 Datensatz (Landesvermessungsamt NRW) genutzt. Die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität findet getrennt für jede Landnutzungskategorie statt, wobei von einer maximalen Durchwurzelungstiefe bei Ackerland von 10 dm, bei Grünland von 8 dm und bei Wald von 12 dm ausgegangen wird. In den Fällen, wo die Durchwurzelung durch die Bodeneigenschaften begrenzt wird (niedriger Grundwasserflurabstand, geringe Bodenmächtigkeit etc.), fällt die Durchwurzelungstiefe entsprechend niedriger aus.

Aus Abbildung 8-8 geht die nach diesem Verfahren ermittelte nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums hervor. Für Teilbereiche im äußersten Nordosten Nordrhein-Westfalens sowie einzelnen Stadtgebietsflächen (z. B. Köln) wurden die Daten der digitalen Bodenübersichtskarte 1 : 1.000.000 (BÜK 1000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) eingesetzt. Auf diese Weise wurde ein flächendeckender Datensatz zur nutzbaren Feldkapazität erhalten.

Die Regionen mit Böden hoher nutzbarer Feldkapazität sind in Nordrhein-Westfalen mit dem Vorkommen von Löß verbunden. Verbreitete Lößgebiete befinden sich in der Niederrheinischen Bucht und vereinzelt im Niederrheinischen Tiefland, wobei die Jülicher Börde mit einer mittleren nutzbaren Feldkapazität von über 210 mm deutlich hervorragt. Des Weiteren weisen die Lößgebiete entlang der nördlichen Abdachung des Rheinischen Schiefergebirges (Hellwegbörden, Westenhellweg, Bergisch-Sauerländisches Unterland) sowie die Region nördlich des Teutoburger Waldes (Lübbecker Lößland, Ravensberger Hügelland, Lipper Bergland) sehr hohe Werte auf.

Deutlich geringere nutzbare Feldkapazitäten weisen die Mittelgebirgsregionen des Rheinischen Schiefergebirges sowie weite Teile der Westfälischen Bucht auf, wobei das Ostmünsterland mit einer mittleren nutzbaren Feldkapazität von unter 90 mm und lokal unter 30 mm die Böden mit den geringsten Feldkapazitäten aufweist.

Kapillarer Aufstieg

Der Kapillaraufstieg von Grundwasser in den Wurzelraum hängt ab vom Abstand zwischen der Untergrenze des Wurzelraums und der zeitlich variierenden Grundwasseroberfläche, vom Wassergehalt im Wurzelraum sowie von den Bodenarten und ihrer Lagerung in diesem Tiefenbereich. Bei geringem Abstand bzw. schluffreichen Bodenarten ist der Kapillaraufstieg hoch, bei großem Abstand bzw. sandreichen Bodenarten niedrig.

Zur Ermittlung der mittleren jährlichen Wassermenge, die durch kapillaren Aufstieg in den Boden gelangt, wird zunächst die Aufstiegsrate benötigt, die von der Wasserleitfähigkeit des jeweiligen Bodens abhängig ist. Die entsprechenden Werte liegen im digitalen Bodensystem BK50 in Form mittlerer täglicher Aufstiegsraten vor. Zur Ermittlung von jährlichen Mittelwerten müssen diese Werte noch mit der Dauer des kapillaren Aufstiegs multipliziert werden. Hierzu wurden im Rahmen des NIBIS (Niedersächsisches Bodensystem) (Müller 2004) Richtwerte für verschiedene Landnutzungen angegeben (siehe Tabelle 8-6).

Tabelle 8-6: Dauer des kapillaren Aufstiegs in Tagen nach VKR 7.1.14 des NIBIS (Müller, 2004)

Nutzung	KR [mm/d]	Gleichung	nFKWe= 0	nFKWe= 100	nFKWe= 200	nFKWe= 300
Getreide	<= 1	0,14 * nFKWe + 14,3	14,3	28,3	42,3	56,3
	2	0,13 * nFKWe + 23,4	23,4	36,4	49,4	62,4
	3	0,10 * nFKWe + 35,0	35,0	45,0	55,0	65,0
	4	0,07 * nFKWe + 44,4	44,4	51,4	58,4	65,4
	>=5	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0
Mais	<= 1	0,20 * nFKWe + 16,6	16,6	36,6	56,6	76,6
	2	0,18 * nFKWe + 32,8	32,8	50,8	68,8	86,8
	3	0,16 * nFKWe + 45,3	45,3	61,3	77,3	93,3
	4	0,11 * nFKWe + 62,5	62,5	73,5	84,5	95,5
	>=5	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0
Intensivweide	<= 1	0,25 * nFKWe + 19,5	19,5	44,5	69,5	94,5
	2	0,23 * nFKWe + 38,7	38,7	61,7	84,7	107,7
	3	0,21 * nFKWe + 59,4	59,4	80,4	101,4	122,4
	4	0,18 * nFKWe + 81,0	81,0	99,0	117,0	135,0
	>=5	120,0	120,0	120,0	120,0	120,0

Auf Basis der Werte von Tabelle 8-6 wurde folgende allgemeine Gleichung zur Bestimmung der Dauer des kapillaren Aufstiegs entwickelt.

$$D = (a - (KR - 1) \cdot 0,02) \cdot nFKWe + KR \cdot b \quad \text{Gl. 28}$$

mit D = Dauer des kapillaren Aufstiegs (d)
 KR = kapillare Aufstiegsrate (mm/d)
 $nFKWe$ = nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (mm)
 a, b = nutzungsspezifische Konstanten (-)

In Tabelle 8-7 sind die nutzungsspezifischen Konstanten a und b zur Berechnung der Dauer des kapillaren Aufstiegs aufgelistet.

Tabelle 8-7: Nutzungsspezifische Konstanten zur für Gl. 28.

Nutzung	a	b
Getreide	0,14	12
Mais	0,20	16
Intensivweide	0,25	20

Zur räumlichen Differenzierung der Landnutzung wird der ATKIS-Datensatz (Statistisches Bundesamt, 1996) genutzt, wobei zwischen den Kategorien Ackerland, Grünland und Wald unterschieden wurde. Aufgrund der fehlenden Differenzierung zwischen Mais und Getreide wurde für die Ackerflächen ein Mittelwert aus den Konstanten von Getreide und Mais gebildet. Für die Kategorien Grünland und Wald wurden die Konstanten für Intensivweide herangezogen.

Des Weiteren wird die klimatische Wasserbilanz des Sommerhalbjahrs KWB_{So} berechnet, die sich aus der Differenz von mittlerer Niederschlagshöhe im Sommer N_{So} und der potenziellen Verdunstung im Sommer Etp_{So} ergibt:

$$KWB_{So} = N_{So} - ETp_{So} \quad \text{Gl. 29}$$

Der mittlere jährliche kapillare Aufstieg KA ergibt sich aus Gl. 30:

$$KA = \begin{cases} 0 & \text{für } KWB_{So} \geq 0 \\ KWB_{So} & \text{für } KWB_{So} < 0 \text{ und } KR \cdot D \geq KWB_{So} \\ KR \cdot D & \text{für } KWB_{So} < 0 \text{ und } KR \cdot D < KWB_{So} \end{cases} \quad \text{Gl. 30}$$

Das Ergebnis der Berechnung der mittleren jährlichen kapillaren Aufstiegshöhe ist in Abbildung 8-9 dargestellt.

Die räumliche Verteilung der von kapillarem Aufstieg betroffenen Standorte ist nahezu deckungsgleich mit der Verteilung der grundwasserbeeinflussten Standorte (siehe Abbildung 8-6), da der kapillare Aufstieg an niedrige Flurabstände gebunden ist. Aufgrund der lokalen klimatischen und bodenphysikalischen Verhältnisse besteht jedoch immer ein direkter Zusammenhang zwischen Grundwasserstand und kapillarer Aufstiegshöhe. Beispielsweise weisen die Auenböden der Rur relativ geringe Grundwasserstände auf (13–20 dm), weswegen mit relativ geringen kapillaren Aufstiegshöhen zu rechnen wäre. Aufgrund der günstigen bodenphysikalischen Verhältnisse der Böden und des relativ hohen Verdunstungsdefizits im Sommerhalbjahr treten jedoch häufig sehr hohe jährliche kapillare Aufstiegshöhen von 50 bis 70 mm auf.

Weiterhin finden sich verbreitet Standorte, die von kapillarem Aufstieg betroffen sind, im Niederrheinischen Tiefland (insbesondere in den Niederungen von Niers und Rhein mit Aufstiegshöhen von bis zu über 70 mm), sowie in der Westfälischen Bucht (insbesondere Hell-

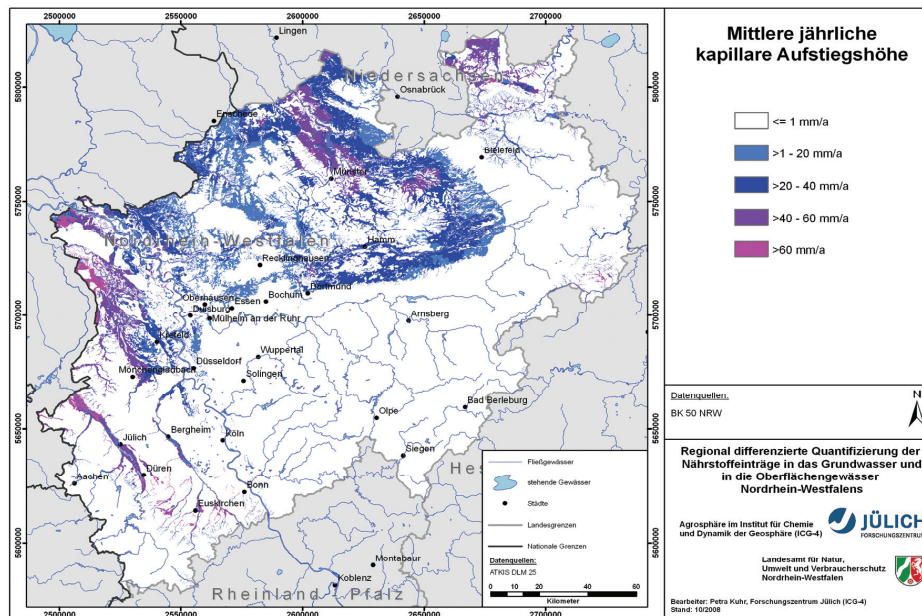


Abbildung 8-9: Mittlere kapillare Aufstiegshöhe in Nordrhein-Westfalen

wegböden, Ost- und Westmünsterland mit bis zu über 50 mm) und im Westfälischen Tiefland (Stemmer Moor mit bis zu über 60 mm).

Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge

Die Summe der nutzbaren Feldkapazität und des Kapillaraufstiegs von Grundwasser über eine kulturartenabhängige mittlere jährliche Anzahl von Tagen mit Grundwasserzehrung wird als pflanzenverfügbare Bodenwassermenge bezeichnet. Diese Größe ist die alleinige bodenphysikalische Größe, die in die Berechnung der realen Verdunstungshöhe nach Renger u. Wessolek (DVWK, 1996) eingeht (siehe Abbildung 8-10).

Aufgrund der Ähnlichkeit dieser Wasserhaushaltsgröße zur nutzbaren Feldkapazität (siehe Abbildung 8-8) wird an dieser Stelle auf eine eingehende Beschreibung der räumlichen Verteilung verzichtet.

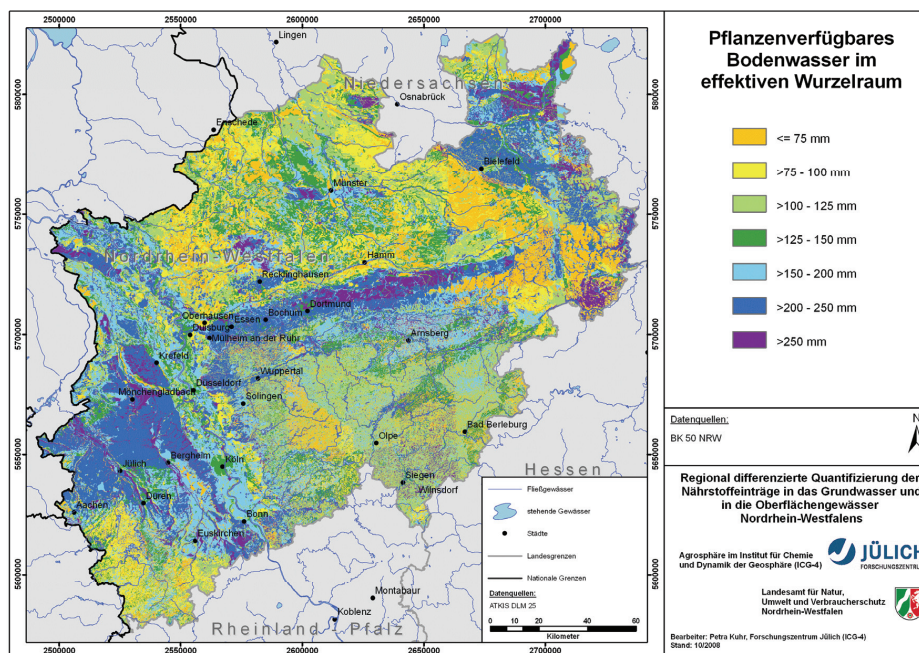


Abbildung 8-10: Das pflanzenverfügbare Bodenwasser im effektivem Wurzelraum in Nordrhein-Westfalen

8.5 Künstlich entwässerte Flächen

Außer den in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen und bei den Länderbehörden verfügbaren Eingabedaten werden für die Modellrechnungen auch Informationen zur Lage künstlich entwässerter landwirtschaftlicher Nutzflächen benötigt. Diese liegen für große Flussgebiete nicht oder nicht flächendeckend vor, sodass sie abgeleitet werden müssen.

Hierzu wurde ein im FZJ bereits entwickelter Ansatz (Tetzlaff et al. 2008c) verwendet, bei dem gedrännte Flächen zunächst aus Luftbildern ermittelt und digitalisiert werden.

Abbildung 8-11 zeigt einen Ausschnitt aus einem Luftbild nahe Hohenhameln, auf dem Ackerflächen mit einem für systematische Rohrdränungen typischen Fischgrätenmuster zu sehen sind. Die digitalisierten Flächenumrisse werden anschließend genutzt, um im GIS aus einer Reihe von Landnutzungs- und Bodenparametern diejenigen Standorteigenschaften zu ermitteln, anhand derer in Kombination auf eine Dränung geschlossen werden kann. Der Ansatz wurde auf Basis von 231 Luftbildern aus den unterschiedlichen niedersächsischen Teilräumen Hohe Geest, Niedere Geest, Flussauen sowie Berg- und Hügelland kalibriert und ist in Tetzlaff et al. (2008c) dokumentiert. Abbildung 8-12 zeigt die Verteilung der 231 verwendeten Luftbilder in Niedersachsen. Für die Erstellung der in Abbildung 8-13 dargestellten Dränkarte NRW wird unterstellt, dass sich die für Niedersachsen ermittelten Parameterkombinationen, die auf den Anteil gedränkter Fläche schließen lassen, nach Süden, d. h. ins Bundesland NRW fortsetzen.

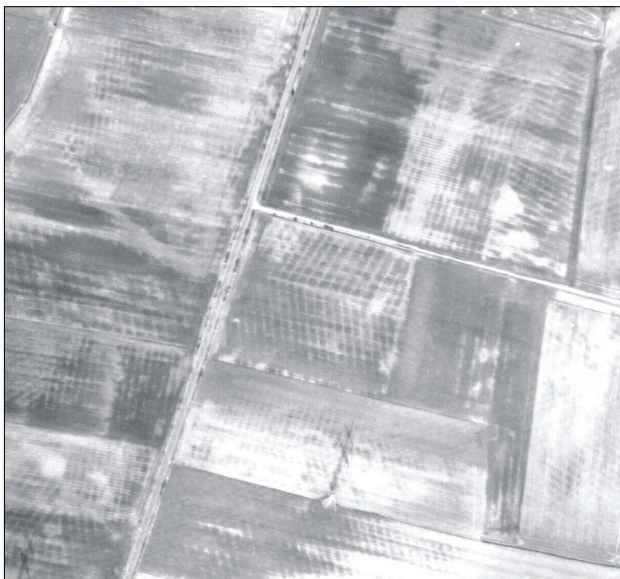


Abbildung 8-11: Luftbild mit gedrännten Ackerflächen

Tabelle 8-8 zeigt einige Beispiele für Kombinationen aus Bodeneigenschaften und Landnutzungstypen, wie sie auch in Nordrhein-Westfalen auftreten. Die Tabelle zeigt große Unterschiede der Dränhäufigkeiten zwischen den Bodentypen. Als gut durchlässige Sandböden in meist flacher Lage und einem mittleren Grundwasserhochstand >20 dm sind Podsole mit 9 bzw. 17 % am seltensten von allen Beispielen gedrönt. Deutlich häufiger sind Auenböden und Pseudogleye gedrönt, wobei die ungefähr doppelt so große Häufigkeit bei Ackerflächen im Vergleich zum Grünland durch die intensivere Nutzungsform begründet ist.

Tabelle 8-8: Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränter Flächen an den Parameterkombinationen

Bodentyp	Vernäsungsgrad nach KA4	Mittlerer Grundwasserhochstand (dm)	Landnutzung	Fläche der Parameterkombination (ha)	Anteil gedränter Flächen an Parameterkombination (%)
Podsole	n.v.	>20	Ackerland	5.078	9
Podsole	n.v.	>20	Grünland	842	17
Auenböden	n.v.	10	Ackerland	5.081	64
Auenböden	n.v.	10	Grünland	24.176	34
Pseudogleye	1	n.v.	Ackerland	6.829	58
Pseudogleye	1	n.v.	Grünland	698	27
Niedermoore	n.v.	1	Ackerland	457	51
Niedermoore	n.v.	1	Grünland	548	71
Niedermoore	n.v.	3	Ackerland	1.511	55
Niedermoore	n.v.	3	Grünland	2.335	64

Entsprechend ihrem starken Grundwassereinfluss sind Niedermoore unter landwirtschaftlicher Nutzung und mittleren Grundwasserhochständen von 1 bzw. 3 dm am häufigsten gedränkt. Im Gegensatz zu den aufgeführten hydromorphen Bodentypen zeigt sich bei Niedermooren eine häufigere Dränung von Grünland im Vergleich mit Ackerflächen. Es wird vermutet, dass dies wirtschaftliche Ursachen hat, da die oxidative Torfzehrung bei Ackernutzung mit 2 cm/a größer ist und langfristig zum Verlust der Bewirtschaftungsgrundlage führt

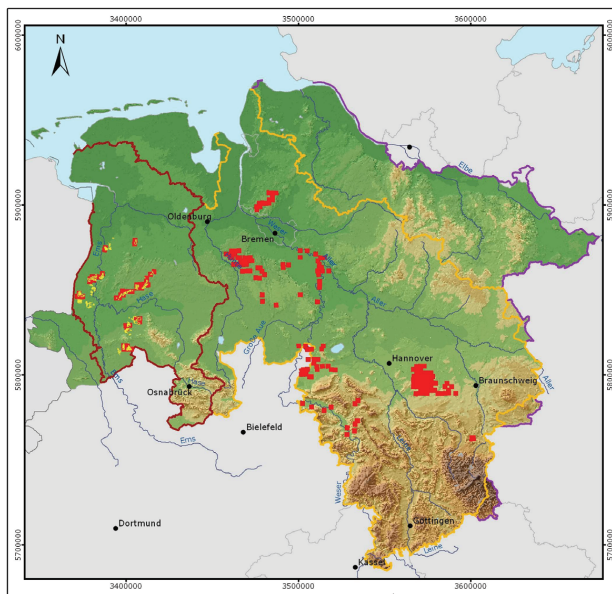


Abbildung 8-12: Lage der ausgewerteten Luftbilder in Niedersachsen Quelle: (Kuhr, 2006)

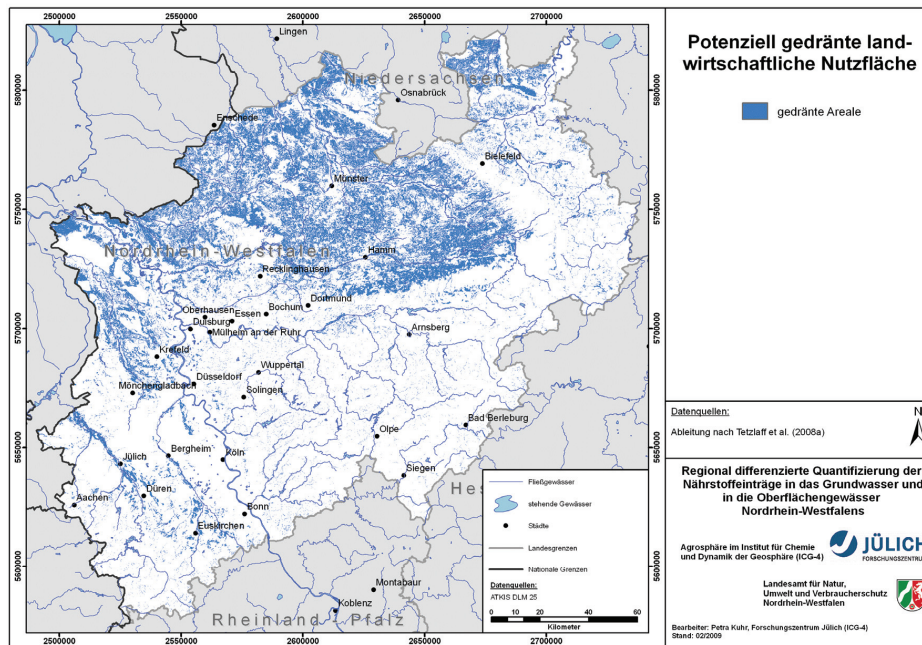


Abbildung 8-13: Karte der potenziell gedränzten Flächen in NRW

(Kuntze 1996).

Abbildung 8-13 zeigt die nach dem hier beschriebenen Verfahren abgeleitete Karte der potenziell gedränzten landwirtschaftlich genutzten Flächen in Nordrhein-Westfalen. Als Ursache für das in Abbildung 8-13 zu sehende Verteilungsmuster kann das Zusammenspiel der drei für den Dränbedarf sehr wesentlichen Einflussfaktoren Landnutzung, Klima und Boden gelten. Es ergibt sich eine deutliche Abnahme in Nord-Süd-Richtung. Während die Verbreitung von Dränflächen im Münsterland sehr dicht ist, treten gedränzte Flächen im Mittelgebirge nur selten auf. Mithilfe von Dränplänen und hoch aufgelösten Gewässernetzen konnte die Validität der Dränflächenkarte bestätigt werden (Tetzlaff et al. 2008c).

8.6 Hydrogeologische Datengrundlagen

Die hydrogeologischen Datengrundlagen sind wichtig für die Modellierung des reaktiven Nitrattransportes im Grundwasserleiter mit dem WEKU-Modell. Darüber hinaus sind sie wichtig für die Wasserhaushaltsmodellierung mit dem GROWA-Modell. So bilden die geologischen Einheiten der Festgesteinsbereiche z. B. die Grundlage für das Separationsverfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung aus dem Gesamtabfluss.

Das Fachinformationssystem Hydrogeologische Karte 1:100.000 wurde im Rahmen der Arbeiten zur WRRL vom Geologischen Dienst NRW entwickelt. Hierbei sind die dargestellten Geometrien mit den Geometrien der Geologischen Karte 1:100.000 identisch (GD NRW

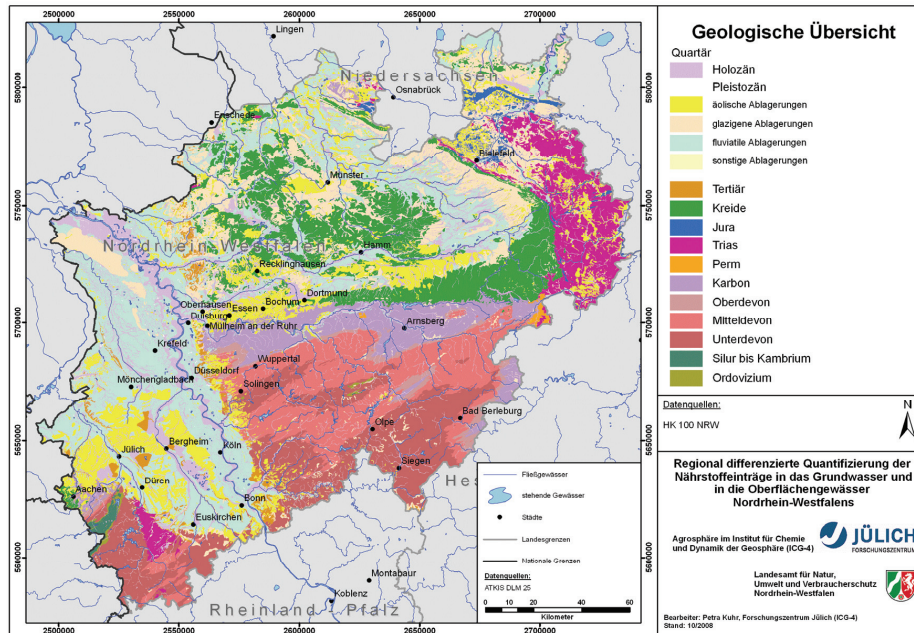


Abbildung 8-14: Geologische Übersicht von NRW

2003). Abbildung 8-14 zeigt eine Übersicht über die geologischen Verhältnisse in Nordrhein-Westfalen auf Basis der Geologischen Karte 1:100.000.

Die paläozoischen und mesozoischen oberflächlich anstehenden Festgesteine nehmen in NRW einen Flächenanteil von etwa 42 % ein. Die im Zuge der variszischen Gebirgsbildung entstandenen paläozoischen Festgesteine des Rheinischen Schiefergebirges nehmen hierbei den größten Flächenanteil ein. Das Rheinische Schiefergebirge ist vorwiegend aus devonischen und karbonischen Sedimentgesteinen aufgebaut, welche Mächtigkeiten von mehreren tausend Metern erreichen können. Hierbei handelt es sich um Wechselfolgen von Silt- und Tonsteinen sowie Sandsteinen und Grauwacken mit geringen Hohlraum- und Grundwasserspeichervolumen. Die Wasserführung ist bei diesen Gesteinen vorwiegend an tektonische Verwerfungen und die Klüftung gebunden. Vordevonische Festgesteine treten z. B. im Bereich des Hohen Venns sowie im Ebbe- und Remscheider-Sattel im Sauerland in Form von kambrischen und ordovizischen Quarziten und Tonschiefern zutage. Auf Grund ihrer meist starken Verkarstung können die karbonatischen Gesteine des Mitteldevons und Oberdevons (z. B. als Massenkalk im Sauerland, Bergischen Land und Lahnggebiet) sowie des Karbons (Kohlenkalk) ein hohes Grundwasserspeichervolumen aufweisen.

Mesozoische Festgesteine stehen in der Westfälischen Bucht und im Weserbergland an. Im Weserbergland sind dies vorwiegend Gesteine der Triaszeit. Die meist sandigen Gesteine der Buntsandstein-Stufe werden von Kalksteinen des Muschelkalks überlagert. Diese werden wiederum von Ton-, Mergel- und Sandsteinen des Keupers überlagert. Das Münsterländer Becken ist eine aus einem fast 2000 m mächtigen Kreidesedimentstapel aufgebaute schüsselartige geologische Struktur. Die Abfolge beginnt mit Ablagerungen aus der Unter-

kreide, aus denen vor allem Sandsteine hervorgegangen sind (z. B. Osningsandstein), welche überwiegend im östlichen Rand des Beckens zu Tage anstehen. Darüber lagern Kalk- und Mergelsteine der Oberkreide die am Südwestrand des Beckens in Sandsteine übergehen (Essener Grünsand). Ähnliche sandige Einschaltungen kommen auch im Beckeninern vor (Halterner Sande), wo sie eine hohe Grundwasserergiebigkeit aufweisen.

Ungefähr 58 % der oberflächennahen Grundwasserleiter Nordrhein-Westfalens sind aus Lockergesteinen aufgebaut. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um quartäre Ablagerungen. Mächtige tertiäre Lockergesteinsablagerungen befinden sich vor allem in der Niederrheinischen Bucht. Im nördlichen und nordwestlichen Teil der Westfälischen Bucht bedecken die glazigenen Ablagerungen der Saalevereisung große Flächen des Münsterländer Kreidebeckens. Im Kernmünsterland sind es vorwiegend tonig-mergelige Sedimente (Grundmoräne, Geschiebemergel), am Fuße des Teutoburger Waldes und des Osnings sowie im Münsterländer Kiessandzug sind es vorwiegend Sande. Während des Pleistozäns wurden schließlich die Kiese und Schotter der Haupt-, Mittel- und Niederterrassen abgelagert, welche für die größeren Flüsse (Rhein, Maas, Lippe, Ems, Weser) bedeutende Ausdehnungen erreichen können. Alle Lockergesteine werden häufig von äolischen Ablagerungen (Löß, Dünenande) überdeckt.

Hydraulische Leitfähigkeit der wasserführenden Gesteinschichten

Schon Gabriel & Ziegler (1989) wiesen darauf hin, dass der spezielle lithologische Charakter von Gesteinskomplexen bedeutender für die hydrogeologische Bewertung ist als deren stratigraphische Stellung. Dies gilt insbesondere bei der Bestimmung der Grundwasserneubildung bzw. der grundwasserbürtigen Abflussanteile sowie der Modellierung von Transportvorgängen im Aquifer. Für NRW standen Informationen über die hydraulische Leitfähigkeit zur Verfügung, welche auf Basis der Geologischen Karte 1:100.000 abgeleitet und in das Fachinformationssystem HK 100 überführt worden sind.

Darin sind die oberflächennah anstehenden Gesteine hinsichtlich ihrer Durchlässigkeit, der Zugehörigkeit zum Geochemischen Gesteinstyp und der Art des Hohlraumvolumens bewertet worden. Soweit die Geologische Kartengrundlage es zuließ, wurde auch eine Bewertung der Grundwasserdeckschichten vorgenommen. Da das Informationssystem HK 100 eine generalisierte Übersichtsdarstellung ist, liegen der Bewertung der Gesteins- bzw. Gebirgsdurchlässigkeit zunächst Karten, Auswertungen und Darstellungen anderer Maßstäbe zugrunde. Des Weiteren sind auch Regionalkenntnisse und Erfahrungen der bearbeitenden Geologen in das Informationssystem eingeflossen.

Die eigentliche Datenbasis sind Pumpversuchsauswertungen (die aber nur für wenige Lokationen zur Verfügung stehen) und (bei klastischen) Lockergesteinen auch die Auswertung von Siebanalysen. Dabei wird eine Methode angewendet, die auf dem Algorithmus von Beyer (1964) basiert und den Kornverteilungskurven einen typischen k_f -Wert zuordnet. Bei Festgesteinen werden Klüftigkeit bzw. Durchtrennungsgrad abgeschätzt. Dargestellt ist in den Karten die für wasserwirtschaftliche Bewertungen relevante horizontale Durchlässigkeit. Bei geschichteten Lockergesteinen, besonders wenn gering durchlässige Ton- oder Schluffbänder eingelagert sind, ist die vertikale Durchlässigkeit oft um ein bis zwei Dekaden geringer.

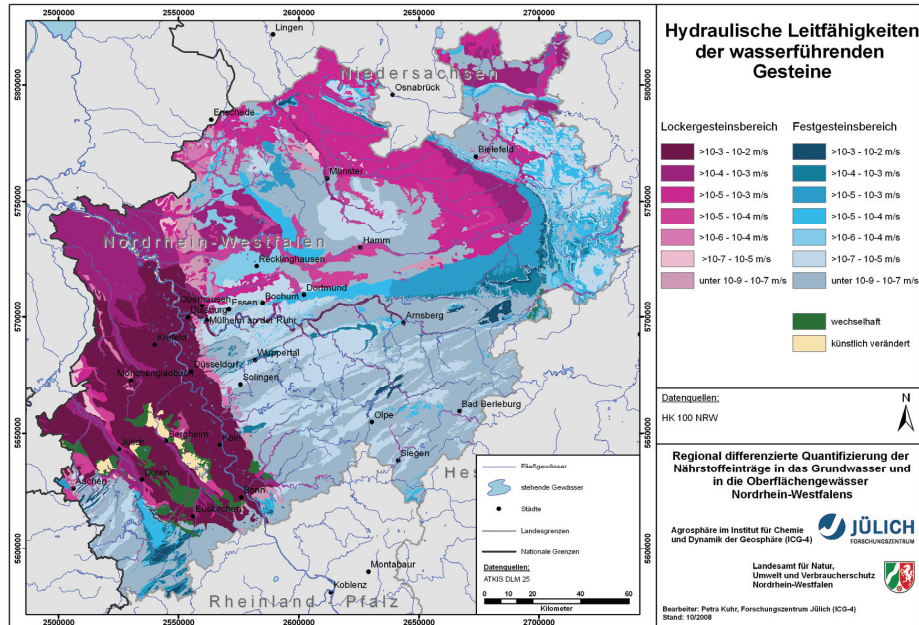


Abbildung 8-15: Die hydraulischen Leitfähigkeiten der wasserführenden Gesteine in Nordrhein-Westfalen

Abbildung 8-15 zeigt die hydraulischen Leitfähigkeiten der wasserführenden Gesteinschichten in Nordrhein-Westfalen. Die hydraulischen Leitfähigkeiten der quartären Ablagerungen der Niederrheinischen Bucht liegen hier, in Abhängigkeit der lithologischen Ausbildung der Sedimente, häufig zwischen 10^{-4} m/s und 10^{-2} m/s. In den Gebieten, wo die Lössüberlagerung der Lockergesteinsaquifere eine mächtige Deckschicht ausbildet (z. B. Jülicher Börde, Zülpicher Börde) sind deren deutlich geringere Wasserleitfähigkeiten (10^{-7} m/s bis 10^{-5} m/s) in der Karte dargestellt. Weiterhin treten in der Niederrheinischen Bucht vielfach ausgedehnte Flächen mit künstlicher Aufschüttung auf, denen aufgrund der heterogenen Substrate keine kf-Klasse zugewiesen werden kann.

In der Westfälischen Bucht und im Westfälischen Tiefland stehen sowohl quartäre Lockerseimente als auch mesozoische Festgesteine mit einem weiten Spektrum an hydraulischen Leitfähigkeiten an. Im Kernmünsterland treten oberkreidezeitliche Tonmergelsteine und Mergelsteine zutage, die Wasserleitfähigkeiten von 10^{-9} m/s bis zu 10^{-3} m/s aufweisen. In Ost- und Westmünsterland sind diese Schichten fast vollständig von quartären Lockergesteinen überdeckt. Die Grundmoränenablagerungen weisen z.T. sehr niedrige kf-Werte auf (10^{-7} m/s bis 10^{-5} m/s) auf, wohingegen die glazigenen und äolischen Sandablagerungen sowie die Flussterrassen deutlich höhere Leitfähigkeiten haben können (zumeist zwischen 10^{-5} m/s bis 10^{-3} m/s).

Das Weserbergland wird geprägt durch triassische bis kreidezeitliche Festgesteinsfolgen. Hierbei besitzen die Sandsteine und Quarzite des Keupers häufig Leitfähigkeiten zwischen 10^{-5} m/s und 10^{-4} m/s bzw. 10^{-7} m/s bis 10^{-5} m/s bei Mergel- und Gipssteinen. Die Kalk- und

Mergelsteine der Muschelkalkstufe sowie die Sandsteine und Konglomerate der Buntsandsteinstufe weisen zumeist Leitfähigkeiten zwischen 10^{-5} m/s und 10^{-4} m/s auf. Bei Verkärsungen der Kalkstein ist mit weit höheren Leitfähigkeiten zu rechnen (größer als 10^{-2} m/s). Die oftmals verkarsteten kreidezeitlichen Kalksteine weisen ebenfalls sehr hohe hydraulische Leitfähigkeiten auf (10^{-3} m/s bis größer als 10^{-2} m/s).

Die Regionen der Eifel, des Bergischen Lands sowie des Sauer- und Siegerlands werden von den paläozoischen Schluff- und Tongesteinen sowie von Sandsteinen und Grauwacken des Rheinischen Schiefergebirges geprägt. Sie besitzen zum Teil eine äußerst geringe hydraulische Leitfähigkeit (von weniger als 10^{-9} m/s bis 10^{-5} m/s). Hingegen weisen die oftmals verkarsteten mittel- bis oberdevonischen Massenkalksteine (Sauerland, Bergisches Land und Lahnggebiet) sowie die ebenfalls z.T. verkarsteten Kalksteine in den Kalkmulden der Nordeifel sehr hohe Leitfähigkeiten auf (10^{-3} m/s bis größer als 10^{-2} m/s).

Morphologie der Grundwasseroberfläche

Zur Analyse der Morphologie der Grundwasseroberfläche im Lockergesteinsbereich wurden Grundwassergleichenpläne mit einem Maßstab von 1:5.000 verwendet. Zur Verfügung stand hierbei ein Datensatz des LANUV NRW, der den mittleren Grundwasserstand für das Bezugsjahr 1963 widerspiegelt. Er umfasst ausschließlich Angaben zu den Lockergesteinsbereichen NRWs. Auch wenn dieser Datensatz vergleichsweise hoch aufgelöst ist, werden kleinräumige anthropogene Überprägungen, wie Absenkungs- und Entnahmebereiche durch Brunnen in dem Grundwassergleichenplan nicht dargestellt. Der Einfluss von Grundwasserentnahmen auf die Strömungsverhältnisse in den Aquiferen kann daher nicht berücksichtigt werden.

Zur Ableitung der wirksamen Vorfluter, Fließrichtungen und hydraulischen Gradienten werden Grundwasserstände für jede betrachtete Elementarzelle, d. h. jedes Rasterelement, benötigt. Diese Informationen liegen in dieser Form jedoch nicht vor, da die Grundwasserisohypsen lediglich Linien gleicher Grundwasserspiegelhöhe angeben. Für Flächenelemente zwischen den Linien sind die Grundwasserstände a priori nicht bekannt. Es ist daher notwendig, die Grundwassergleichen in ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche zu überführen, bei dem für jede Elementarfläche eine eindeutige Grundwasserspiegelhöhe definiert ist. Auf der Grundlage einer Reihe von Tests wurde hierzu eine „minimum curvature“ Interpolation der Grundwassergleichen verwendet. Hierbei werden die Punkte bekannter Grundwasserspiegelhöhen durch Polynome dritter Ordnung verbunden und die unbekannten Grundwasserspiegelhöhen für jede Elementarzelle auf Basis der generierten Polynome interpoliert. Dabei wurden zusätzliche Informationen zu Flurabständen aus der BK50 in Verbindung mit den topografischen Höhenangaben aus dem DGM 25 mitberücksichtigt.

Für den Festgesteinsbereich Nordrhein-Westfalens lagen keine Angaben zu den Grundwasserständen vor. Um in diesen Regionen eine zumindest grobe Abschätzung der hydraulischen Gradienten zu ermöglichen, wurde angenommen, dass die Grundwasseroberfläche der Geländeoberfläche folgt. Der Übergangsbereich Fest-Lockergestein wurde durch einen 2.000 m breiten Streifen interpoliert. Auf diese Weise ergab sich ein flächendeckender Datensatz der Grundwasseroberfläche, von dem angenommen werden kann, dass die Fließ-

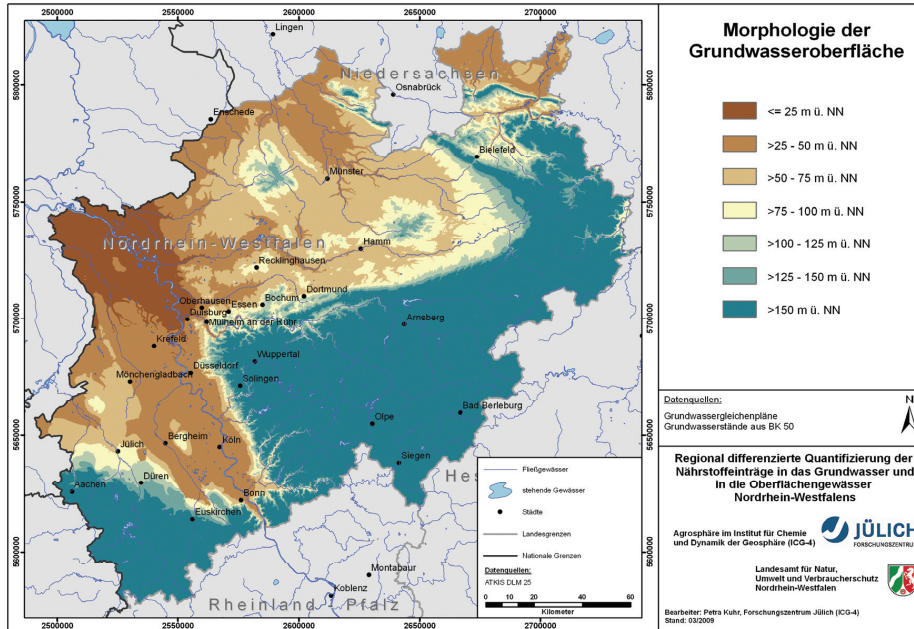


Abbildung 8-16: Grundwasseroberfläche in Nordrhein-Westfalen

richtungen in guter Näherung widergespiegelt werden, auch wenn damit zu rechnen ist, dass die hydraulischen Gradienten in den Festgesteinsregionen überschätzt werden.

In Abbildung 8-16 ist die Grundwasseroberfläche Nordrhein-Westfalens dargestellt. Es treten deutlich die Unterschiede zwischen Locker- und Festgestein hervor. Die Grundwasseroberfläche befindet sich demnach zwischen weniger als 25 m ü.NN in den Lockergesteinsbereichen und über 150 m ü.NN in den Festgesteinsbereichen.

8.7 Topographische Datengrundlage

Die Topographie ist eine wichtige Einflussgröße bei der Betrachtung des Wasserhaushalts. Das Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen gibt das flächendeckende digitale Höhenmodell DGM 5 mit einer Auflösung von 10 m heraus. Auf Basis dieses Höhenmodells ist es möglich, die für das GROWA-Modell notwendigen Eingangsgrößen Hangexposition und Hangneigung flächendeckend für NRW abzuleiten. Einerseits beeinflussen Hangneigung und -exposition im Modell die Höhe der realen Verdunstung und andererseits dient die Hangneigung zur Bestimmung des Basisabflussanteils am Gesamtabfluss.

Die Höhengliederung in Nordrhein-Westfalen (Abbildung 8-17) spiegelt größtenteils die geologische Struktureinheiten wieder, so dass eine enge Wechselbeziehung zwischen Topographie und geologischen Untergrundverhältnissen gegeben ist. Das in der Westfälischen Bucht auftretende Relief ist geprägt durch die Gletschervorstöße im Pleistozän, welche eine wechselvolle Hügel- und Tallandschaft entstehen ließen. Aufgrund des ausgeprägten Flachland-

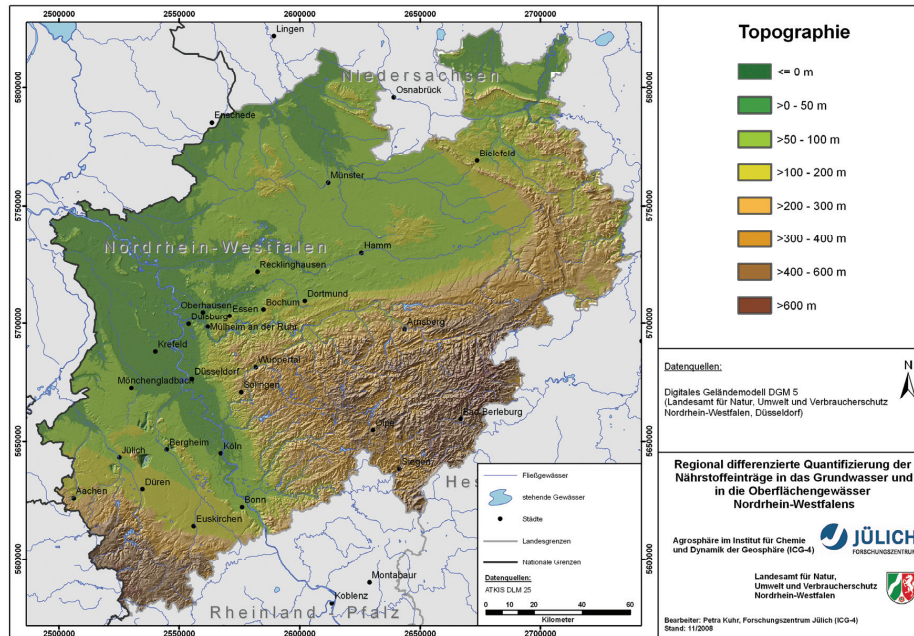


Abbildung 8-17: Höhengliederung in Nordrhein-Westfalen

charakters des Niederrheinischen Tieflands wurden die dargestellten Höhenstufen bis zu einer Höhe von 100 m auf 50 m festgelegt, über 100 m wurden Stufen von 100 m bzw. 200 m gewählt. Die Grenze der Tieflandregionen zu den Mittelgebirgsregionen ist am Ostrand der Niederrheinischen Bucht sehr deutlich ausgeprägt und verläuft häufig in der Höhenstufe zwischen 75 und 100 m. Die aus paläozoischen Gesteinsfolgen aufgebauten Gebirgszüge des Rheinischen Schiefergebirges erreichen Höhen von bis zu über 800 m. Für diese Regionen ist eine starke morphologische Differenzierung typisch.

Die Karte der Hangneigung (Abbildung 8-18) bildet ebenfalls deutlich die geologischen Strukturen in Nordrhein-Westfalen ab. Besonders flache Regionen sind die Niederungen von Rhein, Niers und Issel mit mittleren Neigung von weniger als 0,2 % sowie weite Gebiete der Niederrheinischen Bucht, der Westfälischen Bucht und des Westfälischen Tieflands. Die höhere Reliefenergie des Weserberglands hebt sich mit Mittelwerten zwischen 6 und über 9 % deutlich von den umgebenden Tieflandsgebieten ab. Insbesondere die Höhenzüge des Wiehengebirges und des Osnings mit mittleren Hangneigungsbeträgen von ca. 15 bzw. ca. 10 % markieren deutlich den Einfluss der Tektonik auf die Morphologie in dieser Region. Die höchsten Reliefenergien werden in den Gebieten des Rheinischen Schiefergebirges erreicht. Hier spiegelt sich zum einen die Verteilung der unterschiedlich morphologisch wirksamen Gesteinsschichten und zum anderen das z.T. tief in das Gebirge eingeschnittene Flussnetz deutlich wider. Die höchsten mittleren Hangneigungen werden im Gebiet des Rothaargebirges erreicht (ca. 18 %) mit Maximalbeträgen von über 64 %.

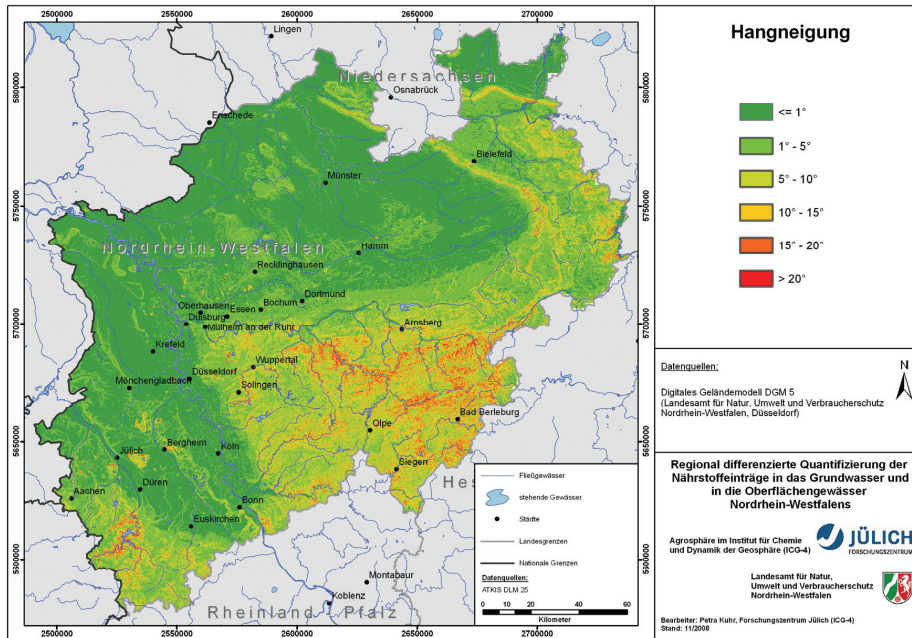


Abbildung 8-18: Neigung des Geländes in Nordrhein-Westfalen

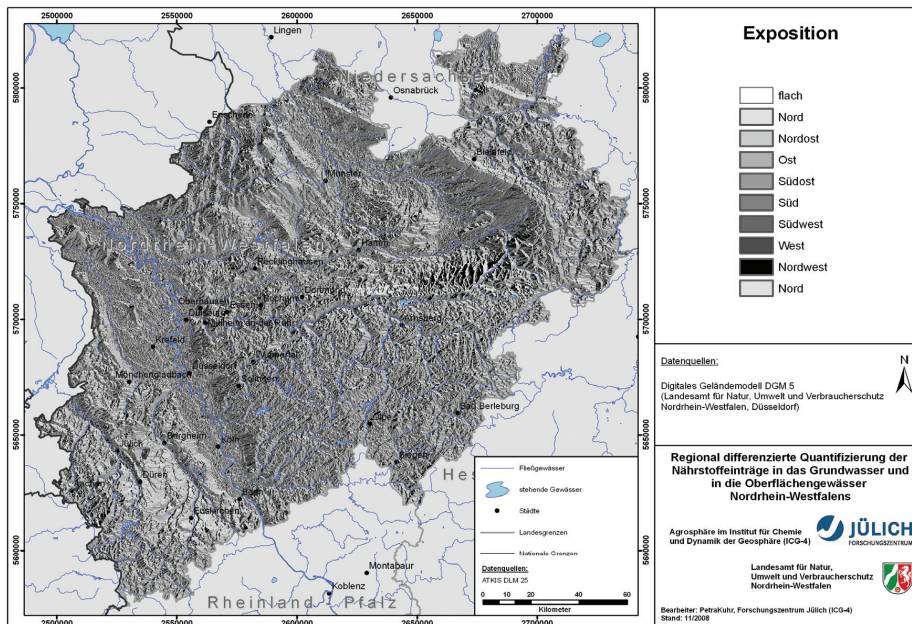


Abbildung 8-19: Exposition des Geländes in Nordrhein-Westfalen

Abbildung 8-19 stellt die Hangexposition dar, welche ebenfalls die Struktur der Landoberfläche in NRW recht feindifferenziert wiedergibt. Beispielsweise wird die Beckenstruktur der Westfälischen Bucht, insbesondere mit den gleichmäßig nach Südwesten einfallenden Schichten südlich des Teutoburger Waldes, deutlich. Ebenfalls erkennbar sind die geologischen Schollenstrukturen innerhalb der Niederrheinischen Bucht und das hoch aufgelöste Flussnetz in den Mittelgebirgslandschaften.

8.8 Pegeldaten

Für eine hinreichende Kalibrierung des GROWA-Modells sowie eine abschließende Validierung der Modellergebnisse ist es notwendig, auf die gemessenen Abflusswerte von zahlreichen Teileinzugsgebieten zurückgreifen zu können. Abflussdaten sind von den Pegel-Messstellen betreibenden Wasserverbänden sowie den Anstalten, Wasserwirtschaftsverwaltungen und Umweltämtern des Bundes und der Länder öffentlich zugänglich.

Für die Datenhaltung und Analyse der Pegeldaten, wurde eine umfangreiche Datenbank aufgebaut, welche zurzeit Abflusswerte in täglicher Auflösung von 203 Pegel-Messstationen aus Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz enthält. Auf Basis dieses Datenpools wurde eine Auswahl der für die Modellierung des Wasserhaushalts nutzbaren Pegel-Messstellen getroffen. Zum einen wurde bei der Auswahl der Pegel darauf geachtet, dass verschiedene Einzugsgebietsgrößen (von 12,6 bis 4.281 km²) sowie unterschiedliche klimatologische, geologische und pedologische Standortssituationen in NRW berücksichtigt werden. Zum anderen

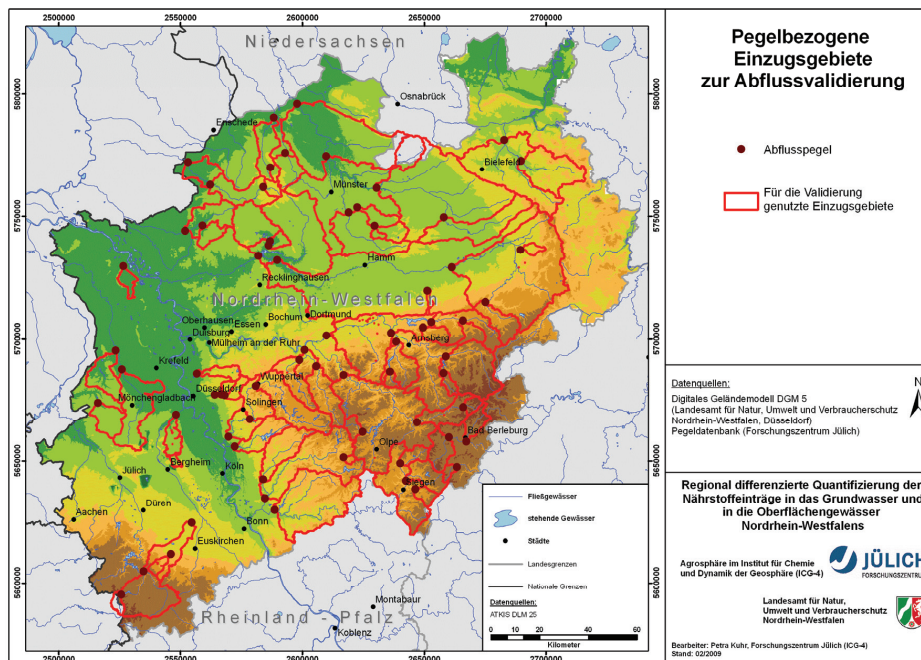


Abbildung 8-20: Pegelbezogene Teileinzugsgebiete zur Abflussvalidierung

musste mindestens eine kontinuierliche Erfassung der Messwerte eines Pegels von 27 Jahren vorliegen, die innerhalb des Zeitraums von 1961-1990 liegt. Auf diese Weise wurde dafür gesorgt, dass eine hinreichende Repräsentanz des Pegels hinsichtlich der klimatischen Verhältnisse gegeben ist.

Des Weiteren musste dafür gesorgt werden, dass nur solche Teileinzugsgebiete in die Betrachtung mit eingehen, die keine signifikanten Beeinflussungen des natürlichen Abflussgeschehens durch anthropogene Einflüsse aufweisen. Nach umfangreichen Datenanalysen im Rahmen dieser Arbeit sind 68 Pegel für die Wasserhaushaltsmodellierung ausgewählt worden, die in Abbildung 8-20 dargestellt sind.

Zum Teil mussten einzelne Pegelwerte korrigiert werden:

- Um den Einfluss der Talsperrenbewirtschaftung aus dem Pegel Opladen/Wupper herauszurechnen, wurden die Abflussmengen des sich weiter oberhalb befindlichen Pegels Glüder/Wupper auf täglicher Basis abgezogen und die effektive Teileinzugsgebietsgröße ermittelt. Diese Korrektur war notwendig, da die Wasserführung dieses Flussabschnitts der Wupper seit 1987 in erheblicher Weise durch die Niedrigwasseraufhöhung der Wupper-Talsperre beeinflusst ist.
- Bei den Pegeln Weeze/Niers und Goch/Niers wurden die Ableitungsmengen in den Nierskanal berücksichtigt. Die Ableitungsmengen lagen ebenfalls in täglicher Auflösung vor.
- Das oberflächliche Einzugsgebiet des Pegels Schwaney weicht aufgrund von verkarsteten Gesteinen im Untergrund erheblich vom abflusswirksamen Einzugsgebiet ab. Auf Basis einer Vergleichsbetrachtung mit dem Nachbareinzugsgebiet (Pegel: Altbeken 2) konnte die tatsächliche Einzugsgebietsgröße abgeschätzt werden (17,7 km² statt 29,5 km²).
- Für Abflussdaten der Pegel Dedenborn/Rur und Gemünd/Urft wurden die Zuschläge von 15 bzw. 8 %, die der Wasserverband Eifel-Rur zur Berücksichtigung der jeweiligen Talsperrenfläche angesetzt hat, wieder herausgerechnet.
- Damit veränderte Wassermengen durch die Talsperrenbewirtschaftung die Validierung nicht beeinflussen, wurden die Pegel Kluserbrücke, Glüder, Altena, Opladen, Meschede, Mueschede, Neheim und Schlebusch/Hummelsheim aus der Validierung genommen.
- Bei den Pegeln Rheda, Friesheim, Schwerfen, Borken-Stadt und Pannemühle wurden Beeinflussungen durch Wasserentnahmen berücksichtigt

9. Modellergebnisse zum Wasserhaushalt

Die Modellierung des Wasserhaushalts in Nordrhein-Westfalen mit dem Modell GROWA erfolgte flächendifferenziert nach der in Kapitel 3. beschriebenen Vorgehensweise auf der Basis langjähriger klimatischer und hydrologischer Mittelwerte. Quantifiziert wurden die folgenden Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1961-1990:

- Reale Verdunstungshöhe
- Gesamtabflusshöhe
- Oberflächenabflusshöhe
- Sickerwasserhöhe
- Höhe des Abflusses über Drainagen
- Höhe des natürlichen Interflows
- Direktabflusshöhe
- Grundwasserneubildungshöhe

Aufgrund der Verwendung von langjährigen Mittelwerten, werden hydrologische Extremereignisse (z. B. Hochwässer) und innerjährliche Variabilitäten nicht explizit betrachtet. Dies war aber auch nicht das Ziel der durchgeführten Arbeiten. Die für Einzeljahre (z. B. Nass-/Trockenjahre), innerjährliche Bezugszeiträume (z. B. Sommer-/Winterhalbjahr) oder Extremereignisse auftretenden Abflusshöhen können daher von den hier angegebenen Werten stark differieren.

9.1 Reale Verdunstungshöhe

In Abbildung 9-1 ist die berechnete mittlere reale Verdunstungshöhe in Nordrhein-Westfalen für die Periode 1961-1990 dargestellt. Sehr niedrige Verdunstungswerte ergeben sich für unbewachsene Flächen (z. B. Abbauflächen, Deponien, Baustellen etc.) sowie für die versiegelten Flächen der Siedlungsgebiete. Für die stark versiegelten Gebiete des Ruhrgebiets sowie entlang des Rheins ergeben sich beispielsweise Werte für die reale Verdunstung von unter 400 mm/a. Je nach Versiegelungsgrad reduzieren sich die Verdunstungswerte in den Zentren der größeren Städte auf Werte unter 300 mm.

Die höchsten Verdunstungswerte ergeben sich in den Mittelgebirgsregionen (Eifel, Bergisches Land, Sauer- und Siegerland). Zum einen bedingen die hohen Niederschläge, dass über das gesamte Jahr hinweg Wasser zur Verdunstung bereitsteht und zum anderen ist der Anteil an Waldflächen in diesen Regionen vergleichsweise groß. In diesen stark reliefierten Gebieten kann es aber zu starken Differenzierungen der Verdunstung in Abhängigkeit von der Hangexposition und -neigung kommen. Bei Kombination einer südexponierten Hanglage mit hohen Niederschlägen können sich bei Nadelwald auf diese Weise reale Verdunstungshöhen von über 600 mm/a ergeben.

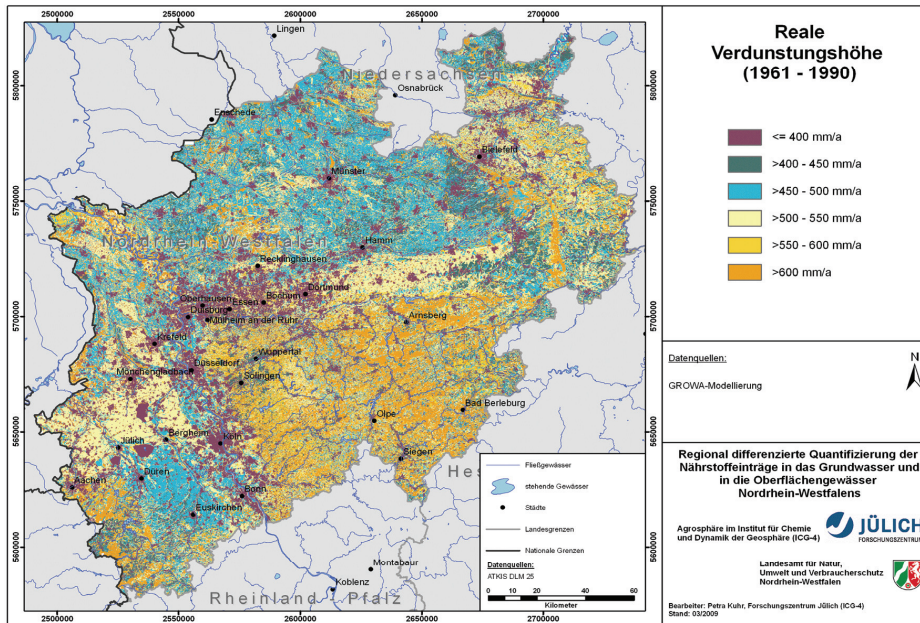


Abbildung 9-1: Berechnete mittlere reale Verdunstung (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen.

In den Tieflandsregionen werden grundwasserbeeinflusste Standorte ähnlich hohe Werte erreichen, da hier zusätzlich zum Speichervermögen des Bodens noch eine Wassernachlieferung aus dem Grundwasser stattfindet. Somit tritt keine Reduktion der Verdunstung auf und die jeweilige nutzungsspezifische Maximalverdunstung ist wirksam.

Auch das stärker von landwirtschaftlichen Flächen geprägte Weserbergland weist mit im Mittel 500 mm/a recht hohe Verdunstungswerte auf, da die relativ hohen Niederschläge für eine gute Wassernachlieferung sorgen. Die Bördelandschaften (Jülicher Börde und Hellwegböden) weisen mit etwa 500 mm ebenfalls relativ hohe Verdunstungsraten auf, wobei dies vor allem auf das hohe Wasserspeichervermögen der Lössböden zurückzuführen ist.

Für die Niederrheinische Bucht wurden niedrige Verdunstungswerte von etwa 450 mm/a ermittelt, obwohl die potenzielle Verdunstung dort mit bis zu 600 mm/a in NRW am höchsten ist. Der entscheidende Faktor für diese Diskrepanz ist die geringe Niederschlagshöhe in dieser Region, die dazu führt, dass nicht genügend Wasser für die Verdunstung bereitsteht.

9.2 Gesamtabflusshöhe

Abbildung 9-2 gibt Auskunft über die räumlichen Verteilung der mittleren langjährigen Gesamtabflusshöhe, die eine ausgeprägte Zweiteilung der Landesfläche erkennen lässt. In den Tieflandsregionen dominieren Gesamtabflusshöhen von weniger als 400 mm/a. In der Niederrheinischen Bucht treten dabei überwiegend Werte von weniger als 200 mm/a auf. All-

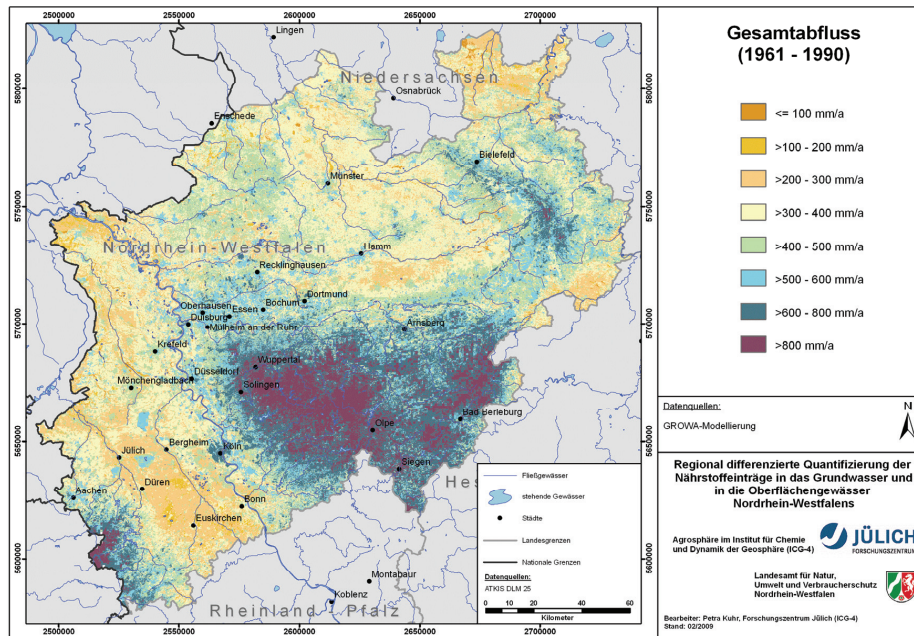


Abbildung 9-2: Berechneter mittlerer Gesamtabfluss (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen.

gemein wirkt sich dort das geringe Niederschlagsdargebot von häufig unter 600 mm/a limitierend auf die Gesamtabflusshöhe und damit auf die regional verfügbare Wassermenge aus.

Im Gegensatz dazu dominieren in den Mittelgebirgsregionen Gesamtabflusshöhen oberhalb von 500 mm/a. Vor allem in den höheren Lagen der Mittelgebirge (Eifel, Bergisches Land, Sauer- und Siegerland) können großräumig sogar Gesamtabflusshöhen von mehr 800 mm/a erreicht werden. Deutlich erkennbar sind auch die urban geprägten Regionen, die sich überwiegend durch Gesamtabflusshöhen zwischen 400 und 600 mm/a auszeichnen.

9.3 Oberflächenabflusshöhe

Abbildung 9-3 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Oberflächenabflusshöhen in Nordrhein-Westfalen für die Periode 1961-1990. Generell wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag ein nur sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. In den ebenen Lockergesteinsregionen im Münsterländer Becken sowie in der Köln Aachener Bucht liegen die Oberflächenabflüsse dementsprechend bei unter 10 mm/a. In den niederschlagsreichen Kammlagen der Mittelgebirge des Rheineinzugsgebietes können jedoch Oberflächenabflusshöhen von über 100 mm/a auftreten.

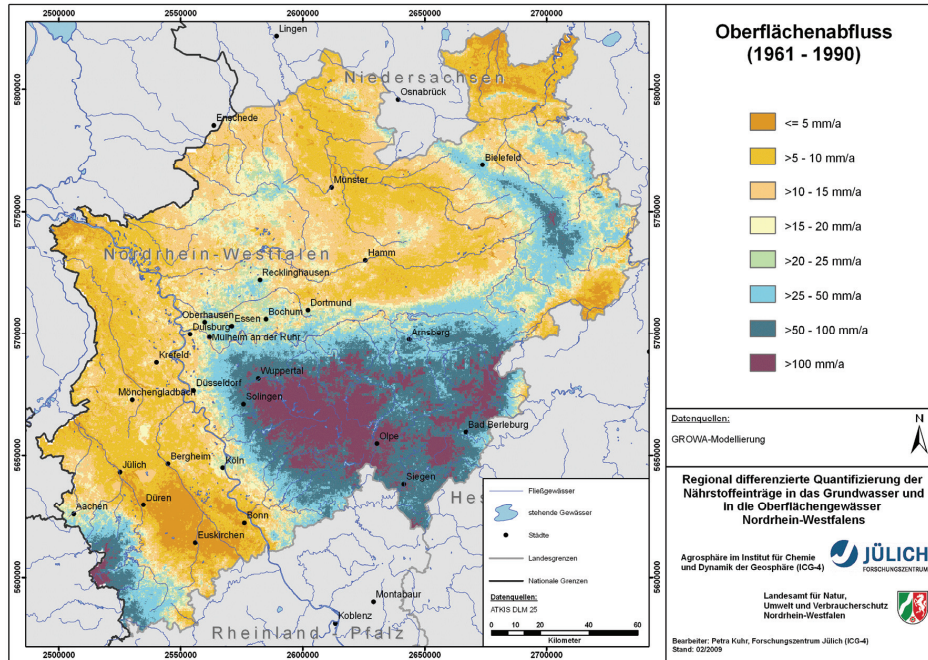


Abbildung 9-3: Berechnete mittlere Oberflächenabflusshöhe (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen.

9.4 Sickerwasserhöhe

Die Differenz aus Gesamtabflusshöhe und Oberflächenabflusshöhe ergibt die Sickerwasserhöhe. Abbildung 9-4 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Sickerwasserhöhen in Nordrhein-Westfalen für die Periode 1961-1990. Wie zu erwarten, liegen die ermittelten Sickerwasserhöhen in der gleichen Größenordnung wie die Gesamtabflusshöhen und zeigen auch eine ähnliche räumliche Verteilung, d. h. in den Lockergesteinsregionen sind sie mit Werten unter 300 mm/a deutlich niedriger als in den Festgesteinsregionen, wo bis zu mehr als 800 mm/a auftreten können.

Durch die Sickerwasserhöhe wird der verlagerbare N-Überschuss im Boden verdünnt. Die modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser (vgl. Abbildung 10–15) weist daher je nach Region erhebliche Unterschiede auf, die nicht nur von der Höhe der N-Überschüsse abhängt. So ist die Verdünnung der gleichen N-Überschussmenge im Rheinschen Schiefergebirge, d. h. bei Sickerwasserhöhen um 800 mm/a drei bis vier Mal so hoch wie in der Köln-Aachener Bucht, wo die Sickerwasserhöhe selten 300 mm/a übersteigt. Die Gesamtabflusshöhe ist im GROWA-Modell die Grundlage zur Abtrennung der Direktabflussanteile und der Grundwasserneubildungshöhe.

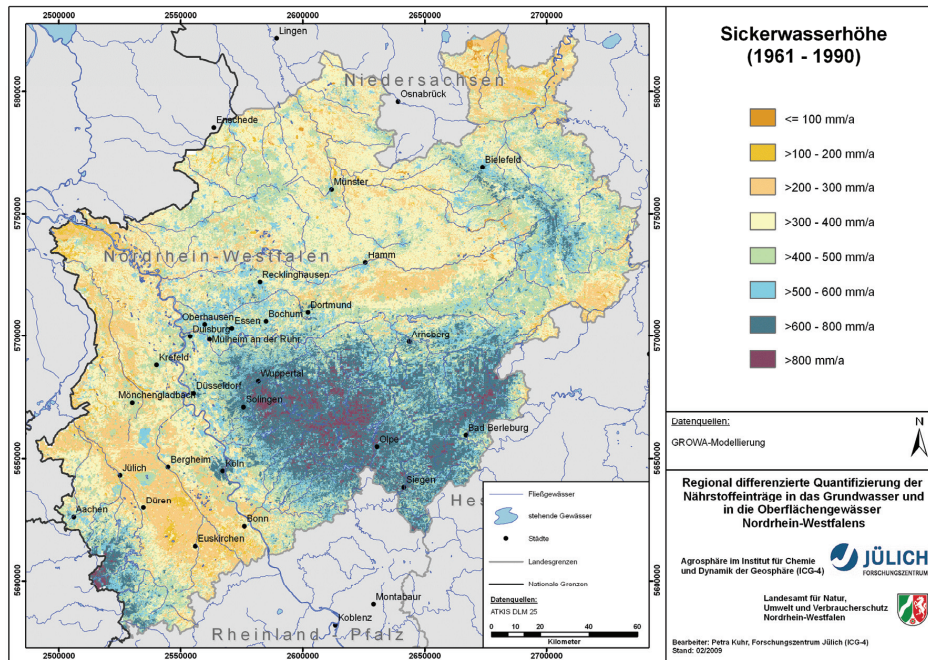


Abbildung 9-4: Berechnete mittlere Sickerwasserhöhe (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen.

9.5 Grundwasserneubildungshöhe

Abbildung 9-5 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen in Nordrhein-Westfalen für die Periode 1961-1990. Insgesamt fällt auf, dass die Grundwasserneubildungshöhen in den Lockergesteinsregionen deutlich höher sind als in den Festgesteinsregionen. Vor allem in der gesamten Niederrheinischen Bucht können die Werte 300 mm/a und mehr betragen und entsprechen dort in etwa den ermittelten Sickerwasserhöhen. Da fast die gesamte, nicht verdunstende Wassermenge ungehindert dem Aquifer zusickern kann, ist die Niederrheinische Bucht trotz des geringen Niederschlagsdarbotts nicht nur eine der grundwasserhöffigsten Gebiete NRWs, sondern auch Deutschlands.

In den Festgesteinsregionen Nordrhein-Westfalens wird die Höhe der Grundwasserneubildung neben den meteorologischen Randbedingungen in erster Linie durch die hydrogeologischen Eigenschaften der anstehenden, wasserführenden Gesteinschichten bestimmt. Die Direktabflussanteile über den natürlichen Interflow (siehe Kapitel 9.6.) sind dort sehr hoch.

Dementsprechend liegen die Grundwasserneubildungshöhen z. B. in den wasserundurchlässigen unter- und oberdevonischen Festgesteinen des Rheinischen Schiefergebirges zu meist bei Werten von unter 100 mm/a. Lediglich die verkarsteten Karbonatgesteine der Krei-

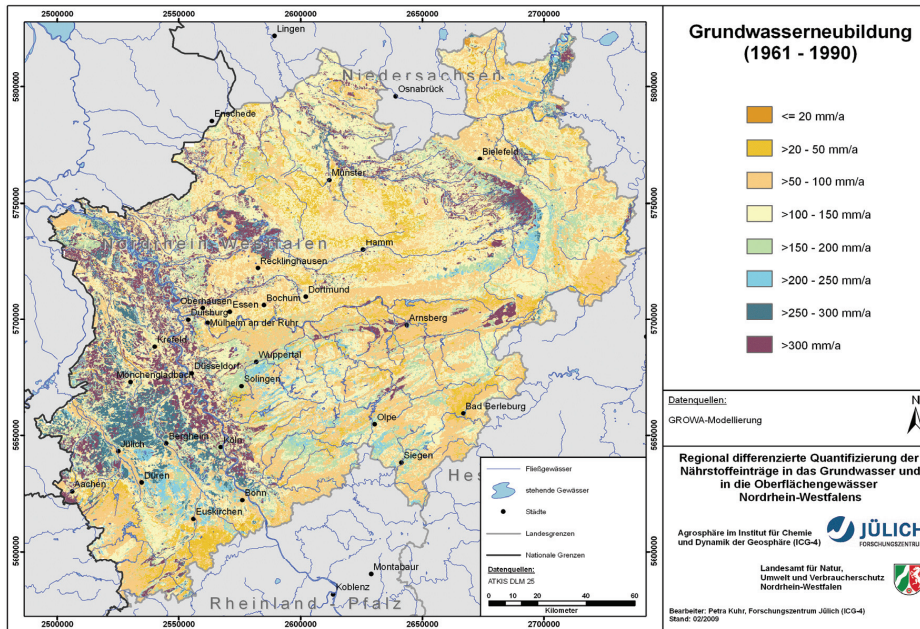


Abbildung 9-5: Berechnete mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen.

de im Münsterland und des Mitteldevons im Rheinischen Schiefergebirge weisen höhere Grundwasserneubildungshöhen (200 mm/a und mehr) auf.

9.6 Direktabflusshöhe

Die berechneten mittleren Direktabflusshöhen des Bezugszeitraums 1961-1990 sind in Abbildung 9-6 dargestellt. In weiten Teilen NRW, insbesondere im Nord- und Westteil, dominieren geringe Direktabflusshöhen. Hierzu zählen vor allem die grundwasserfernen Lockergesteinsregionen. Dort sind die geringen Direktabflusshöhen vor allem darauf zurückzuführen, dass es sich um ausgesprochene Grundwasserneubildungsgebiete handelt. Direktabflusshöhen über 300 mm/a treten nur in urbanen Gebieten und in Regionen mit einem hohen Niederschlagsniveau auf. Hierzu zählen zum Beispiel die Höhenlagen der Mittelgebirge.

Im GROWA-Modell ist es möglich, den Direktabfluss getrennt für die Abflusskomponenten „natürlicher Interflow“ und „Dränageabfluss“ auszuweisen. Wie in Kapitel 3 erwähnt ist der natürliche Interflow besonders in humiden, bergigen Regionen bedeutsam. Zur Bildung von natürlichem Interflow kommt es dort, sobald das Sickerwasser vor Erreichen des Grundwasserleiters eine wasserundurchlässige Schicht erreicht, so dass es lateral in der ungesättigten Zone abfließt. In Niederungsregionen wird der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) durch Schaffung von schnellen Abflusswegen (Gräben, Dränagen) beschleunigt. Hydraulisch wirkt diese als Dränabfluss bezeichnete Abflusskomponente ähnlich

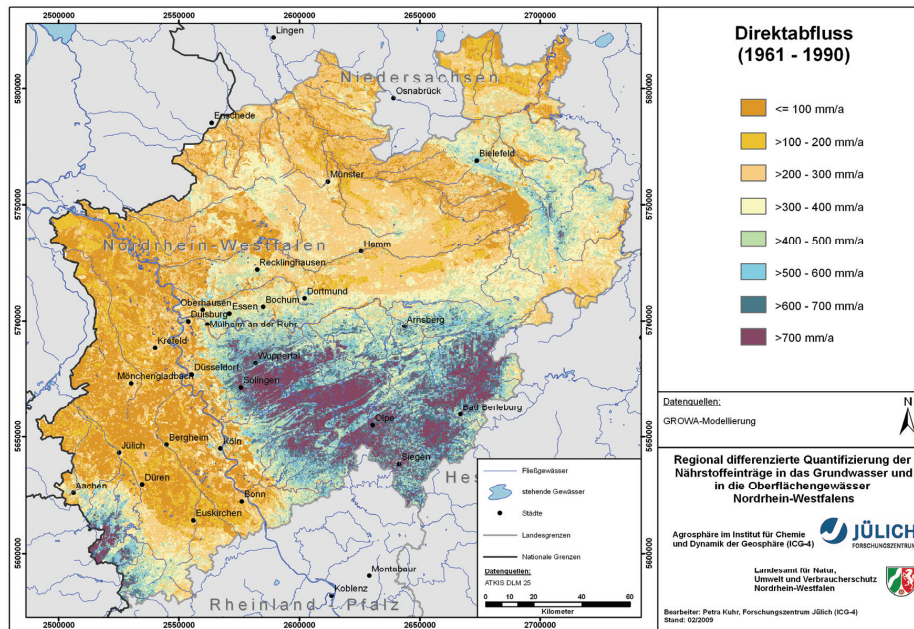


Abbildung 9-6: Berechnete mittlere Direktabflusshöhe (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen.

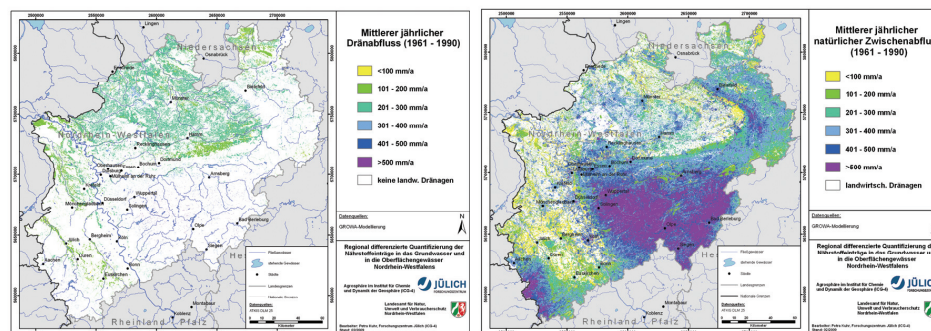


Abbildung 9-7: Berechnete mittlere Dränabflusshöhe (links) und Höhe des mittleren natürlichen Interflows in Nordrhein-Westfalen für die hydrologische Periode 1961-1990

wie der natürliche Interflow, d. h. ein Vorfluter wird mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreicht.

In Abbildung 9–7 links und Abbildung 9–7 rechts werden die berechneten mittleren Direktabflüsse über Dränagen über den natürlichen Interflow einander vergleichend gegenübergestellt. Die regional unterschiedliche Relevanz dieser beiden Direktabfluss-komponenten wird auf diese Weise sehr gut zum Ausdruck gebracht. Während der Dränabfluss vor allem im Münsterland sowie in den Flussniedrungen in der Lockergesteinsbereich eine Rolle spielt, so treten die höchsten Werte des natürlichen Zwischenabflusses in NRW vor allem in Mittelge-

birgsregionen mit hohen Niederschlägen auf, wenn gering wasserleitende Gesteinen im Untergrund anstehen. Weit verbreitet ist dies die typische Situation im gesamten Rheinischen Schiefergebirge.

9.7 Modellvalidierung

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwiefern die berechneten Wasserhaushaltsgrößen den tatsächlich vorliegenden Abflussverhältnissen entsprechen, wurde eine Validitätsüberprüfung durchgeführt. Hierzu kommen grundsätzlich verschiedene Verfahren in Frage. Die zuverlässigste Art der Validierung von Sickerwasserhöhen ist z. B. der Vergleich der Modellergebnisse an möglichst vielen über Lysimeterversuche ermittelten Sickerwasserraten. Für eine landesweite Betrachtung ist diese Art der Validierung jedoch nicht praktikabel, da in der Regel nicht genügend Lysimeterstationen zur Verfügung stehen, um statistisch abgesicherte Aussagen für das gesamte Bundesland bzw. die auftretenden Standortkombinationen treffen zu können.

Aus diesem Grunde wurde die Zuverlässigkeit der berechneten Abflusshöhen durch einen Vergleich mit den an Pegeln gemessenen Abflüssen überprüft. Zunächst wird eine Verschneidung der pegelbezogenen Einzugsgebiete mit den vom GROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Gesamtabflusshöhen vorgenommen. Die einzelnen Werte der Rasterzellen werden dann über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und mit den gemessenen Abflusshöhen verglichen. Hierbei ist darauf zu achten, dass sowohl der Berechnung als auch den Pegeldurchflusswerten der gleiche Bezugszeitraum zugrundegelegt wird. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrundeliegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

Die Validierung der Modellergebnisse wurde für 68 Einzugsgebiete durchgeführt. Um die Eignung des Modells für unterschiedliche Landschaftsräume nachzuweisen, wurde bei der Auswahl der betrachteten Einzugsgebiete eine möglichst große Bandbreite unterschiedlicher Landnutzungen sowie verschiedener klimatischer, pedologischer und topographischer Verhältnisse angestrebt. Weiterhin wurde darauf geachtet, dass nur Pegelmesswerte von wasserwirtschaftlich bzw. bergbaulich weitgehend unbeeinflussten Einzugsgebieten in Nordrhein-Westfalen herangezogen wurden. Die Validierung wurde bei verschachtelten Einzugsgebieten immer bezogen auf das Gesamtgebiet des jeweiligen Pegels durchgeführt.

Die für die Zeitreihe 1961-1990 berechneten Gesamtabflusshöhen wurden mit den Mittelwerten der mittleren Tagesabflüsse (MQ) der gleichen Zeitreihe verglichen (Abbildung 9-7). Für 32 Teileinzugsgebiete liegen die Differenzen von berechneten und gemessenen Werten bei weniger als 15 %. Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine befriedigende Übereinstimmung dar. Bei den Einzugsgebieten, bei denen größere Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Abflusswerten auftreten, muss im Rahmen von Detailstudien untersucht werden, ob die Ursachen hierfür auf durch das Modell nicht erfasste einzugsgebietsbezogene Besonderheiten oder auf wasserwirtschaftliche Eingriffe zurückzuführen sind.

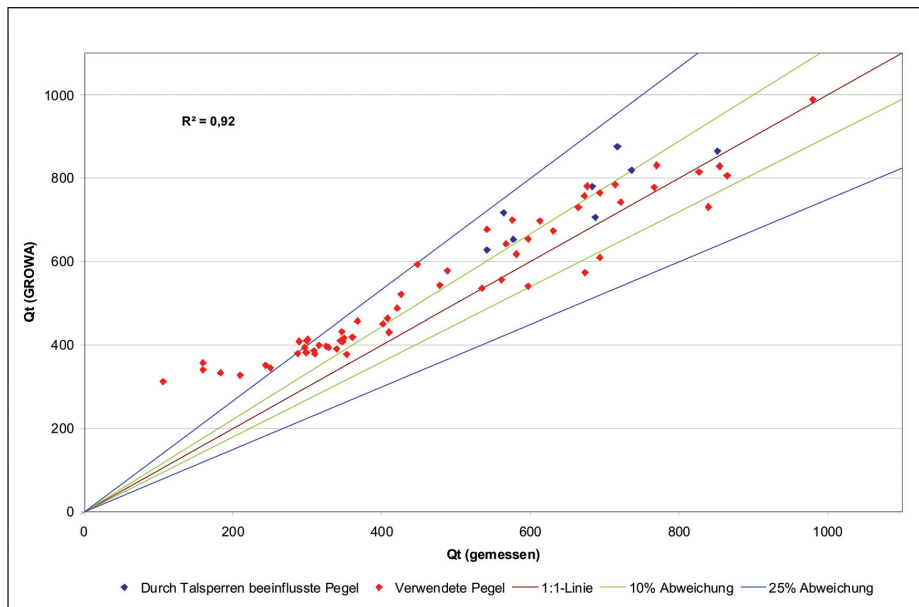


Abbildung 9-7: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen

Bei der Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen ist zu beachten, dass die Grundwasserneubildung in einem bestimmten Teileinzugsgebiet nur im Idealfall dem Grundwasserabfluss aus dem betreffenden Teileinzugsgebiet entspricht, also der Wassermenge, die als Quellschüttung bzw. als Basisabfluss den Vorfluter speist. Aufgrund der Vielzahl natürlicher und anthropogener Einflussfaktoren können die Grundwasserneubildung und der resultierende Grundwasserabfluss voneinander abweichen ohne dass dies auf modellbedingte Fehler zurückzuführen ist.

Die Grundwasserentnahmen für die öffentliche und industrielle Wasserversorgung, die landwirtschaftliche Bewässerung sowie für bergbauliche Maßnahmen stellen diesbezüglich wichtige anthropogene Einflussfaktoren dar. Beispielsweise gibt Struckmeier (1990) für die Einzugsgebiete der oberen Ems und der oberen Lippe in NRW eine jährliche Entnahmemenge von 60 Mio. m³ an, was etwa 5 % der jährlichen Grundwasserneubildung entspricht. In diesem Zusammenhang spielt auch die Grundwasserrückführung, z. B. durch Bewässerungsmaßnahmen, eine Rolle. Hierbei gelangt ein Teil des entnommenen Grundwassers wieder in den Grundwasserkörper. Daneben tritt in einigen Regionen der Fall auf, dass entnommenes Grundwasser in andere Regionen exportiert wird, so dass es der Bilanzierung entzogen ist.

Ein Großteil des für die öffentliche Wasserversorgung entnommenen Grundwassers wird indirekt durch Einleitungen aus Kläranlagen in die Fließgewässer zurückgeführt. Auf diese Weise wird die Wasserführung eines Vorfluters durch einen permanenten Beitrag erhöht und der Niedrigwasserabfluss entspricht nicht mehr oder nur eingeschränkt dem natürlichen Grundwasserabfluss. Nach Christoffels (1992) werden z. B. einige Bäche im Einzugsgebiet der Erft in Trockenperioden nur noch durch Klärwasser gespeist.

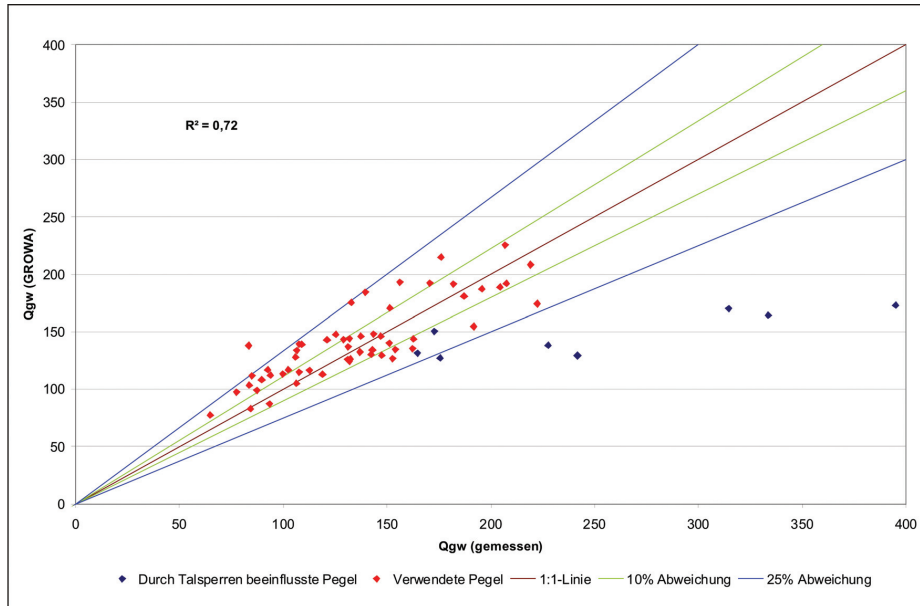


Abbildung 9-8: Validierung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1961-1990) in Nordrhein-Westfalen.

Anhand von beobachteten Abflusswerten kann die Grundwasserneubildung daher immer nur indirekt und größenordnungsmäßig validiert werden. Im Lockergestein und im Festgestein wurde dies auf der Grundlage unterschiedlicher Verfahren durchgeführt. In den Festgesteinsbereichen wurde, um den Einfluss des Zwischenabflusses weitgehend zu eliminieren, der MoMnQ-Wert nach Kille (1970) verwendet. Für die Lockergesteinsregionen wurde der MoMnQ-Wert nach Wundt (1958) zugrunde gelegt, da sich für die Lockergesteinsregionen des Elbe-Einzugsgebiets (Kunkel & Wendland, 1998) und das Bundesland Niedersachsen (Dörhöfer et al., 2001) gezeigt hat, dass dieser Wert unter den genannten Bedingungen ein gutes Maß für die Grundwasserneubildung ist.

Vergleicht man die gemessenen und berechneten gebietsbezogenen Grundwasserneubildungshöhen für alle 68 betrachteten Einzugsgebiete, stellt man fest, dass, wie schon bei den Gesamtabflüssen, eine befriedigende Übereinstimmung zwischen den berechneten und den gemessenen Werten vorliegt (siehe Abbildung 9-8). Besonders deutlich treten die durch Talsperren beeinflussten Einzugsgebiete heraus, die in der Regel höhere gemessene als berechnete Grundwasserneubildungshöhen aufweisen. Da durch die Talsperrenbewirtschaftung das natürliche Abflussregime erheblich verändert wird und somit keine gesicherte Ableitung der MoMnQ-Werte möglich ist, wurden die talsperrenbeeinflussten Pegel aus der Validierung ausgeschlossen. Die mittleren Abweichungen über alle verwendeten Pegel für die Grundwasserneubildungshöhen beträgt dann nur noch 8,6 %.

10. Modellergebnisse zum aktuellen Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen

10.1 Nährstoffbilanz für das Jahr 2003

Bei der Berechnung der Nährstoffbilanzen werden, bedingt durch die zur Verfügung stehende Datengrundlage für die zwei Betrachtungszeitpunkte 2003 und 2015, verschiedene Methoden angewandt. Die Nährstoffbilanzüberschüsse für die Ist-Zustandbeschreibung werden auf der Gemeindeebene berechnet. Hierbei wird ein erweiterter Bilanzierungsansatz genutzt, der das betriebsgruppenabhängige Nährstoffmanagement der Betriebsleiter berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.4). Die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2015 wird hingegen mit dem Agrarsektormodell RAUMIS vorgenommen. In beiden Fällen erfolgen die Berechnungen unter Berücksichtigung des Mineraldüngereinsatzes, des Anfalls organischer Dünger, der atmosphärischen N-Deposition auf der einen Seite, sowie der Nährstoffentzüge über das Erntegut auf der anderen Seite. Die Berechnungsgrundlagen für die einzelnen Faktoren werden in Kapitel 4.2 und 4.4 näher erläutert. Die Höhe der einzelnen Bilanzpositionen sowie deren Berechnungsgrundlagen werden in den nächsten Abschnitten dargestellt.

10.1.1 Mineraldünger

Der ermittelte Mineraldüngereinsatz wird durch einen Kalibrierungsfaktor auf das beobachtete Niveau der länderspezifischen Mineraldüngereinsatzmenge laut Großhandelsstatistik skaliert. Die Verwendung dieser Statistik ist mit einigen Unsicherheiten behaftet. So können beispielsweise durch die bundesländerübergreifende Verflechtung der Handelsunternehmen, Mineraldüngermengen, die in einem Bundesland über ein Handelsunternehmen bezogen werden, letztendlich in einem anderen Bundesland an den Endverbraucher ausgeliefert werden. Eine geeignetere Statistik ist nicht verfügbar. Einen Hinweis auf solche Verzerrungen kann die Höhe des Skalierungsfaktors geben, der in Nordrhein-Westfalen nahe bei 1 liegt.

Die regionale Verteilung des Mineraldüngers fällt sehr unterschiedliche aus (vgl. Abbildung 10-1 und Abbildung 10-2). Die höchsten Mineraldüngergaben finden sich in den vieharmen Gunststandorten NRWs, wie zum Beispiel der Niederrheinischen Bucht. Die relativ hohen Entzüge an Nährstoffen über das Erntegut können nur in einem geringem Maße über den dort anfallenden Wirtschaftsdünger gedeckt werden, sodass relativ hohe Mineraldüngergaben erforderlich sind um das Ertragsniveau sicherzustellen.

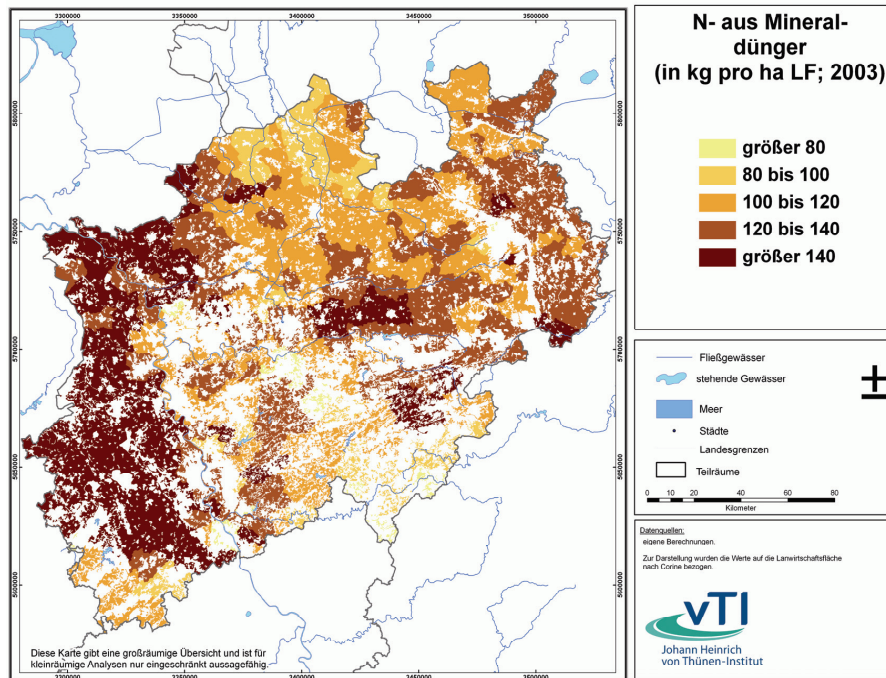


Abbildung 10-1: N-Mineraldüngereinsatz in Nordrhein-Westfalen (2003)

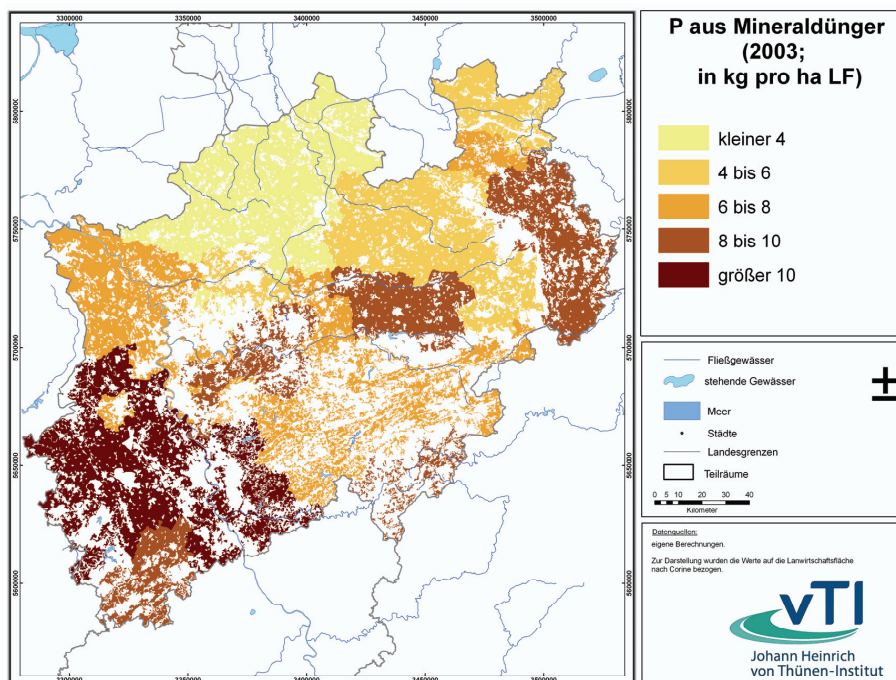


Abbildung 10-2: Mineraldüngereinsatz in Nordrhein-Westfalen (2003)

10.1.2 Organischer Dünger

Der Anfall organischer Düngemittel richtet sich nach den regionalen Umfängen der Tierproduktionsverfahren sowie den tierartspezifischen Koeffizienten der Nährstoffausscheidung. In Abbildung 10-3 und Abbildung 10-4 sind die sich ergebenden organischen N- und P-Lieferungen undifferenziert nach Tierarten, dargestellt. Wie sich aus den vorhergehenden Karten ableiten lässt, sind mit mehr als 125 kg/ha LF die höchsten N-Lieferungen aus Wirtschaftsdünger im Norden zu finden. Weniger als die Hälfte an organischem N wird in den ackerbaugeprägten Gunststandorten ausgebracht. Eine ähnliche regionale Verteilung wie beim Stickstoff ergibt sich für die P-Lieferungen aus Wirtschaftsdünger. Während im Nordwesten mehr als 30 kg/ha LF P ausgebracht werden, sind es in den vieharmen Regionen des Bundeslandes weniger als 10 kg/ha LF P.

Eine hohe Konzentration an Veredelungswirtschaft findet sich im Nordteil NRWs, z. B. im Münsterland. In dieser Region ist die Schweinehaltung von besonderer Bedeutung. Hinzu kommt, dass im Westen dieser Region auch die Geflügelhaltung eine größere Bedeutung hat, sodass im Durchschnitt die N-Lieferung alleine aus der Schweine- und Geflügelhaltung in einigen Gemeinden auch über 100 kg/ha LF liegen kann. Geringe N-Lieferung aus der Schweine- und Geflügelhaltung finden sich, ähnlich wie bei der Rinderhaltung, in den ackerbaulich geprägten Regionen. Die N-Lieferungen betragen hier weniger als 10 kg/ha LF.

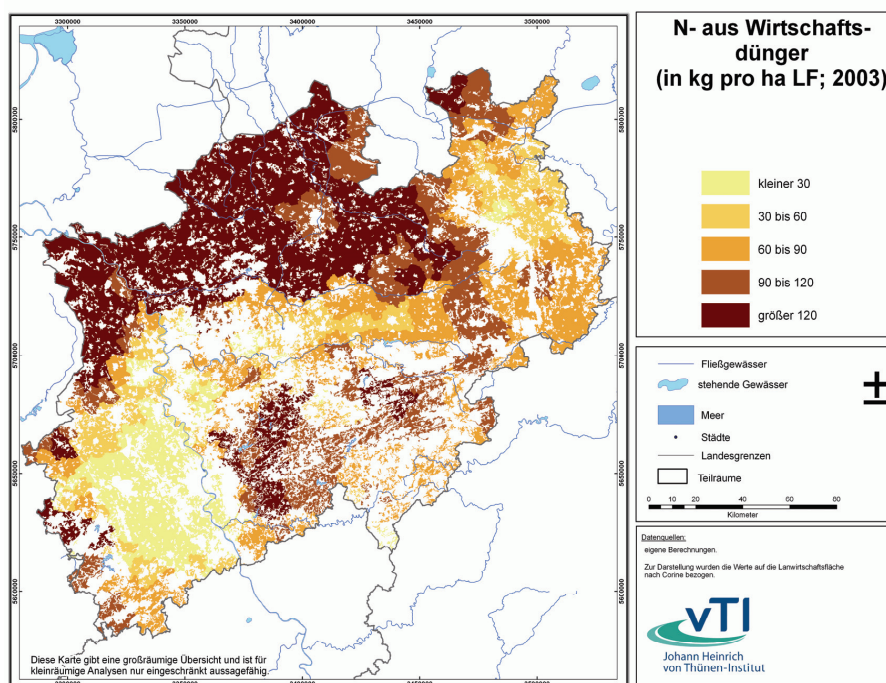


Abbildung 10-3: N aus Wirtschaftsdünger in Nordrhein-Westfalen (2003)

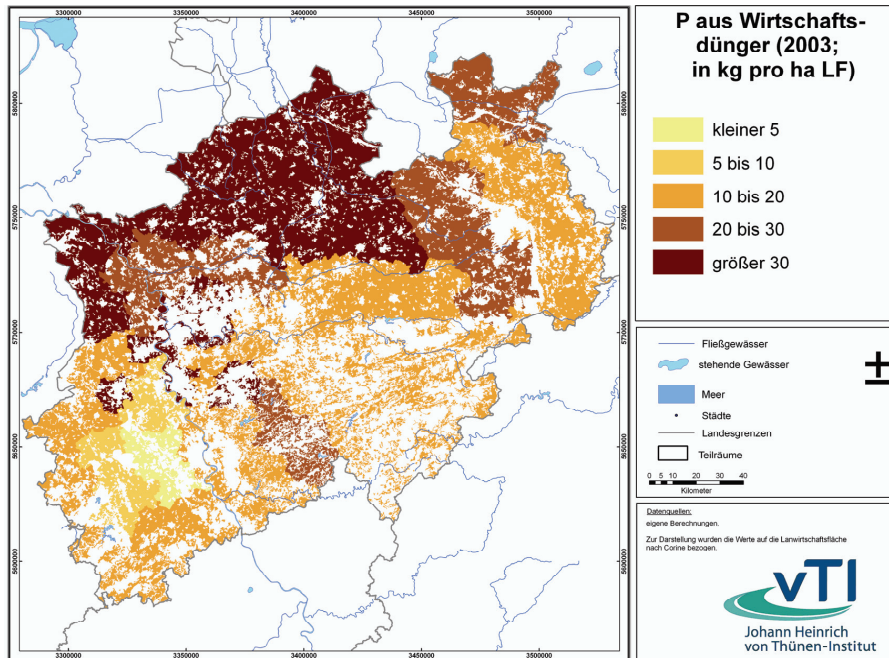


Abbildung 10-4: P aus Wirtschaftsdünger in Nordrhein-Westfalen (2003)

10.1.3 Entzüge

Die Höhe der regionalen Nährstoffentzüge berechnet sich aus der Anbaustruktur pflanzlicher Produktionsverfahren sowie deren Erträge. In der Abbildung 10-5 werden die regionalen N-Entzüge für das Jahr 2003 dargestellt. Die überwiegend ackerbaulich genutzten Gunststandorte weisen mit mehr als 140 kg/ha LF N den höchsten N-Entzug aus. Auch die intensiv genutzten Grünlandregionen im Norden NRWs sind durch relativ hohe N-Entzüge, die in den meisten Regionen über 120 kg/ha LF N liegen, gekennzeichnet. Die niedrigsten N-Entzüge finden sich in den Mittelgebirgslagen, die zum einen geringe Viehbesatzdichten und zum anderen in bedeutendem Umfang extensiv genutztes Grünland ausweisen, wie dies zum Beispiel im Rheinischen Schiefergebirge der Fall ist.

Abbildung 10-6 zeigt die Höhe der P-Entzüge. Vor allem die ackerbaulich geprägten Gebiete im Westteil NRWs zeichnen sich durch P-Entzüge >25 kg/ha LF N aus, während die Mittelgebirgsregionen deutlich niedrigere P-Entzüge aufweisen.

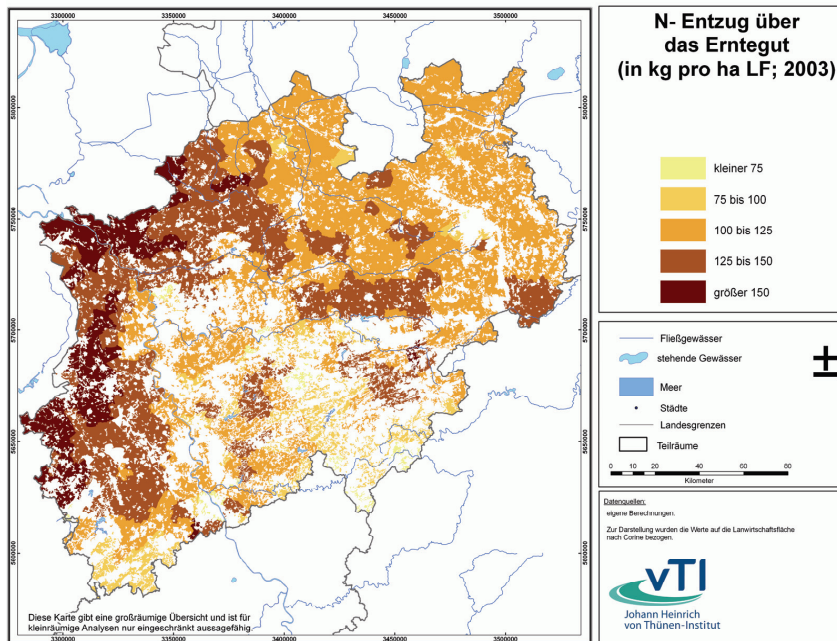


Abbildung 10-5: N-Entzüge über das Erntegut in Nordrhein-Westfalen (2003)

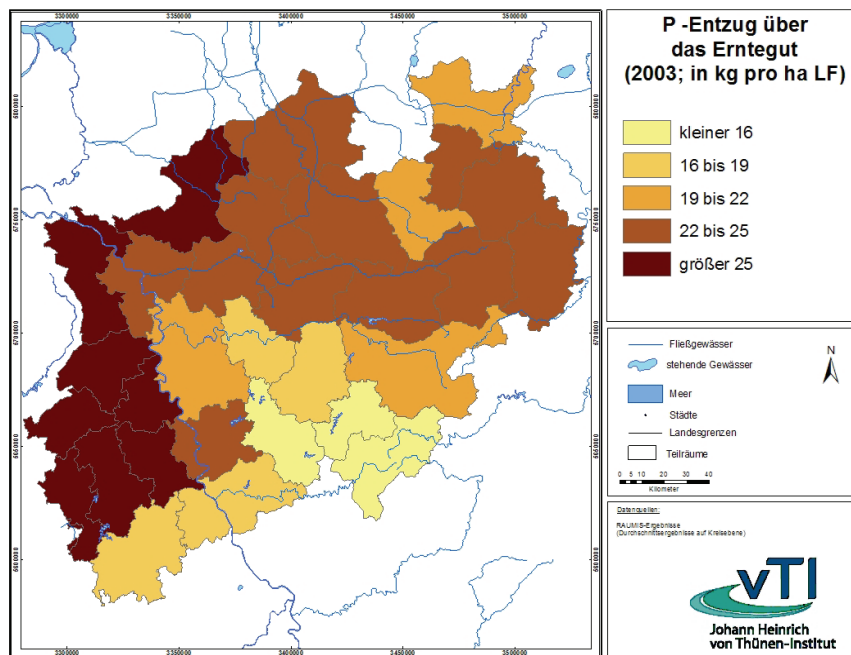


Abbildung 10-6: P-Entzüge über das Erntegut in Nordrhein-Westfalen (2003)

Diese liegen regional nur oberhalb der Landkreisebene vor, sodass sich eine differenzierte Berechnung auf Gemeindeebene für das Jahr 2003 erübrigt. Die Abbildung 10-8 stellt die regionalen P-Bilanzüberschüsse daher auf der Landkreisebene dar. Diese Karte ähnelt sehr stark der Abbildung 10-7, da in beiden Fällen hohe Viehbesatzdichten für die regional hohen Überschüsse sowohl bei N als auch bei P verantwortlich sind. In den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen sind teilweise sogar negative Bilanzüberschüsse für P zu beobachten. Da in der Vergangenheit relativ hohe P-Bilanzüberschüsse zu beobachten waren, hat sich in vielen Regionen ein „P-Puffer“ aufgebaut. Diese hohe P-Versorgungssituation der Böden erlaubt es, dass über mehrere Jahre mehr P über das Erntegut entzogen wird kann als auf der anderen Seite über Mineral- und Wirtschaftsdünger zugeführt wird, ohne dass Ertragseinbußen zu befürchten sind.

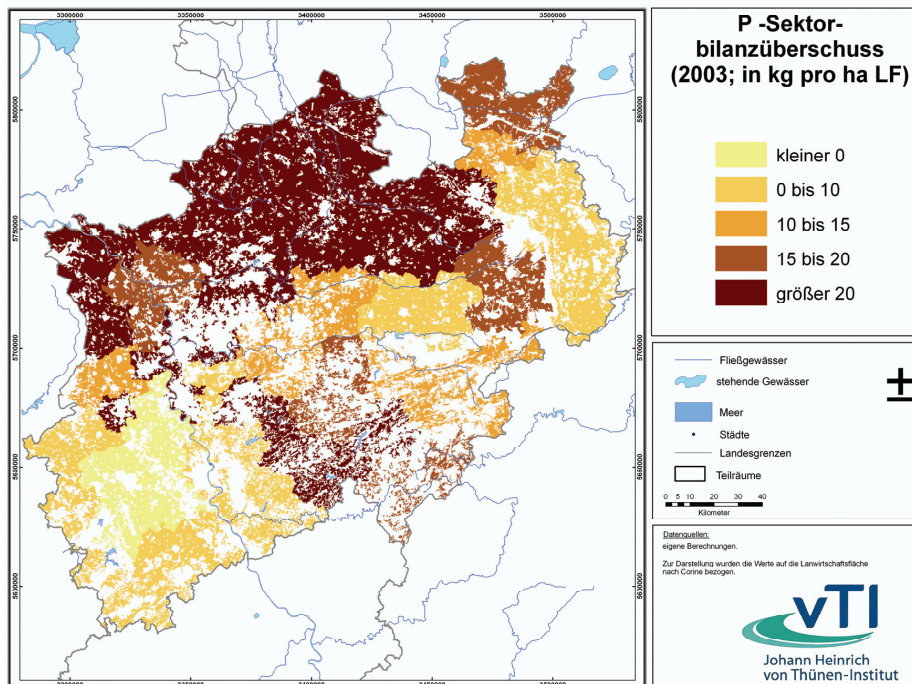


Abbildung 10-8: P-Sektorbilanzüberschuss in Nordrhein-Westfalen (2003)

10.2 Nährstoffeinträge in die Grundwasserkörper

10.2.1 Landwirtschaftliche Überschüsse und atmosphärische N-Deposition

Die von vTi berechneten N-Überschüsse aus der Landwirtschaft (Abbildung 10-7) sowie die durch atmosphärische Deposition (Abbildung 10-9) eingetragenen Stickstoffmengen wurden auf das Referenzjahr 2003 bezogen. Da die N-Bilanzierung im RAUMIS-Modell bedingt durch die Eingangsdaten auf Verwaltungseinheiten, d. h. im Falle NRWs auf Gemeinden, bezogen ist, ergibt sich ein N-Bilanzsaldo, der jedoch nur für die landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb einer Gemeinde gilt. Deshalb wurden die N-Überschüsse nach RAUMIS auf die reale Landnutzung in den Gemeinden disaggregiert.

Hierdurch kann es zu Verzerrungen kommen, da die landwirtschaftlich genutzte Fläche nicht in jedem Fall mit der Landwirtschaftsfläche in den Gemeinden übereinstimmt. Die Disaggregation hat jedoch vor allem in Gemeinden mit einem geringen Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche den Vorteil, dass die Überschusswerte nur den Flächen zugeordnet werden, denen die Nährstoffe auch tatsächlich zugeführt werden. Dabei wurden die Objektkategorien „Ackerlandnutzung“ und „Grünlandnutzung“ unterschieden. Darüber hinaus wurde für die Niedermoorstandorte in Abhängigkeit von der Landnutzung (Acker-/Grünlandnutzung) eine zusätzliche Netto-Mineralisation zwischen 50 kg/(ha·a) N und 250 kg/(ha·a) N angesetzt (Müller & Raissi 2002). Für die verbleibenden, nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, wurden die atmosphärischen N-Einträge nach Gauger et al. (2008) berücksichtigt.

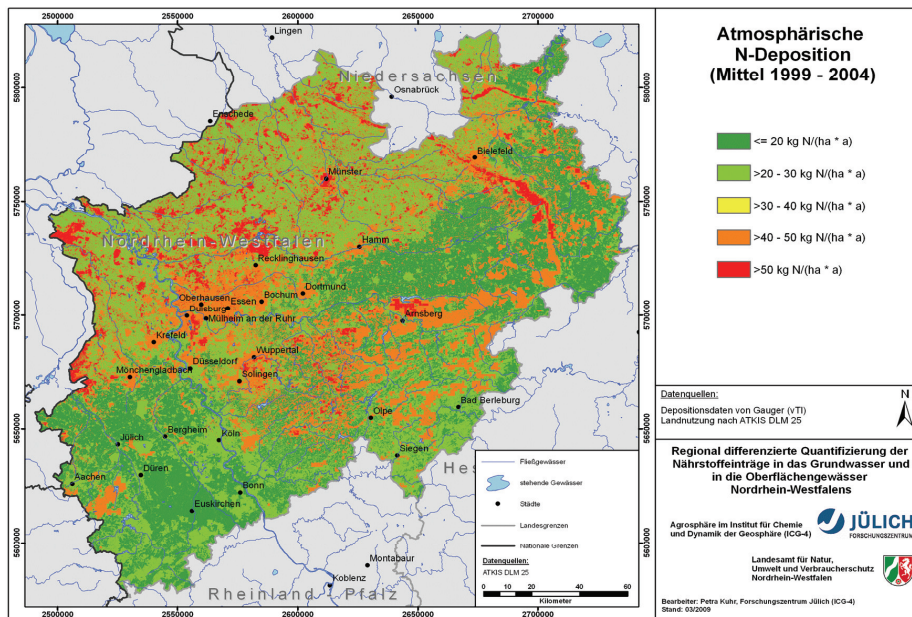


Abbildung 10-9: Atmosphärische N-Deposition

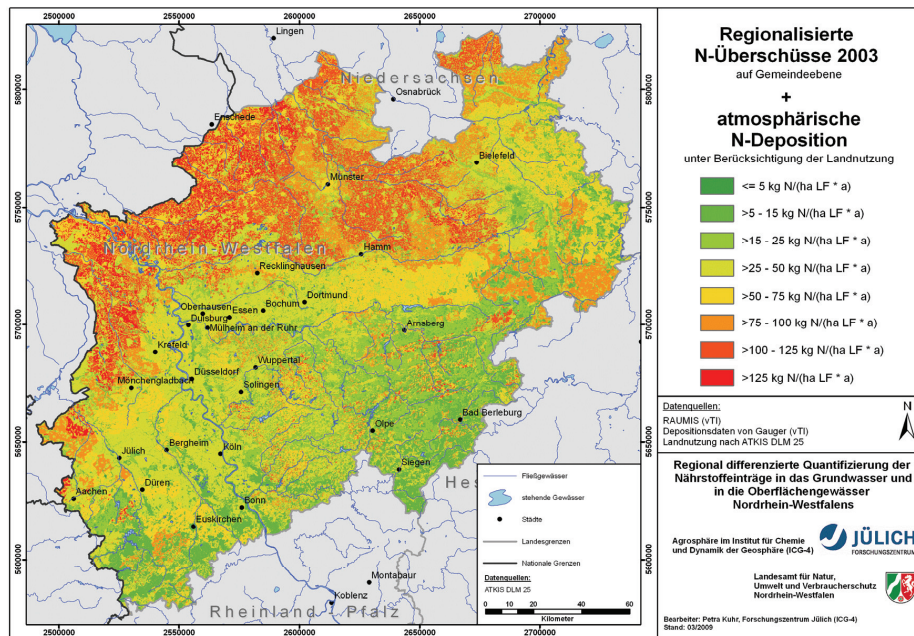


Abbildung 10-10: N-Überschüsse in Nordrhein-Westfalen

Als Ergebnis dieser Disaggregationsschritte sind in Abbildung 10-10 die N-Überschüsse im Boden dargestellt. Deutlich heben sich die Regionen der Mittelgebirge heraus, die aufgrund einer überwiegenden Grünlandnutzung bzw. extensiven landwirtschaftlichen Nutzung relativ geringe N-Überschüsse unter $50 \text{ kg/(ha} \cdot \text{a)}$ aufweisen. Intensiv landwirtschaftlich genutzte Regionen weisen typischerweise N-Überschüsse oberhalb von $75 \text{ kg/(ha} \cdot \text{a)}$ auf. Insbesondere im Münsterland können die Stickstoffüberschüsse flächenhaft 50 bis $100 \text{ kg/(ha} \cdot \text{a)}$ erreichen und sogar übersteigen.

10.2.2 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden

Wie in Kapitel 5.1 beschrieben erfolgte die Ermittlung des Nitratabbaus im Boden mit dem DENUZ-Modell (Köhne & Wendland, 1992; Kunkel & Wendland, 2006), dem eine Michaelis-Menten-Kinetik zu Grunde liegt. Für die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Boden wurde auf Studien des Niedersächsischen Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) sowie des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb, 2005) zurückgegriffen, in denen Angaben zu Denitrifikationsraten für die Böden Niedersachsens basierend auf der Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen wurden. Dabei wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsraten unterschieden (vgl. Abbildung 10-11, Tabelle 5-1). Diese Klassifizierung wurde auf die in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Böden übertragen.

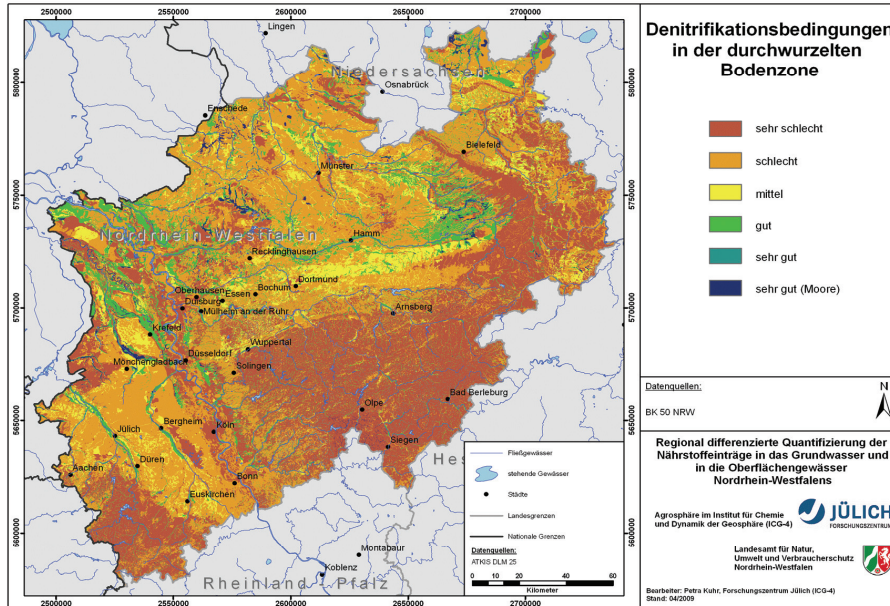


Abbildung 10-11: Denitrifikationsbedingungen im Boden

Die im Boden denitrifizierbaren Stickstoffmengen, werden neben den Abbaubedingungen, insbesondere auch von der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden beeinflusst. Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden wurde unter Einbeziehung von Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet (Hennings, 2000, Müller & Raissi, 2002). Die Sickerwasserhöhe ergibt sich dabei aus der Differenz von Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss. Die Sickerwasserverweilzeit im Boden ist in Abbildung 10-12 dargestellt. Die Bördelandschaften (Köln Aachener Bucht und Soester Börde) weisen überwiegend Verweilzeiten von einem Jahr und mehr auf. Hier kommt es im Jahresgang aufgrund der im Vergleich zur Küste niedrigeren Niederschlagshöhen und dem hohen Wasserspeichervermögen der Lössböden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch. Verweilzeiten im Boden von weniger als drei Monaten ergeben sich dagegen teilweise für die Mittelgebirge sowie für gedrängte Regionen. Dort kann daher unter Umständen nur ca. 1/4 des maximal möglichen Nitratabbaus im Boden (vgl. Tabelle 5-1) realisiert werden.

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die N-Austräge aus dem Boden quantifiziert werden. Dies wurde durch Anwendung des DENUZ-Modells realisiert. Das Ergebnis der Berechnung, die N-Austräge aus dem Boden, ist in Form von relativen N-Verlusten in Abbildung 10-13 dargestellt.

Die N-Reduzierung im Boden der Köln-Aachener Bucht beträgt danach zum Teil über 60 % und vereinzelt sogar über 80 % des N-Eintrags in den Boden. In der Regel werden dort weniger als 25 % der N-Überschüsse abgebaut. Hier treffen die Steuergrößen „gute Denitrifika-

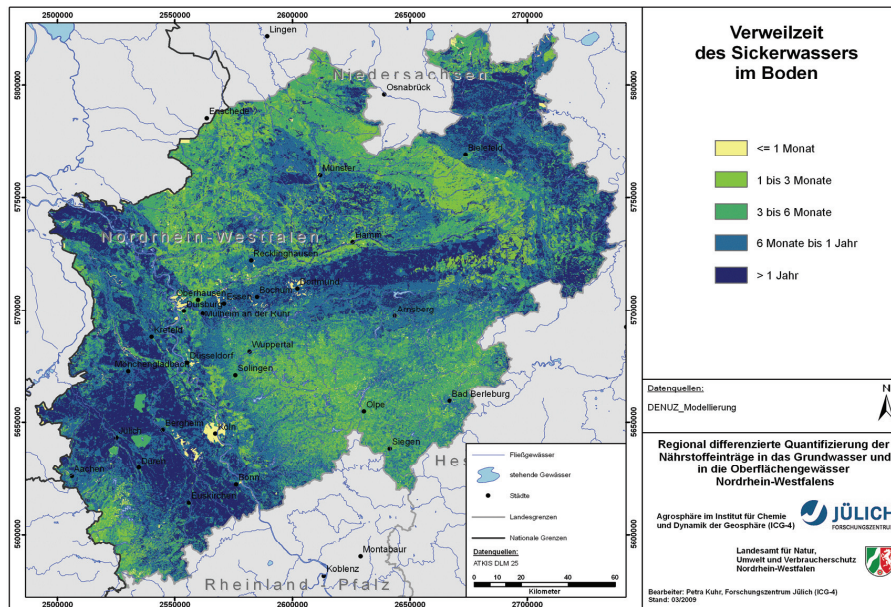


Abbildung 10-12: Verweilzeit des Sickerwassers im Boden

tionsbedingungen“ und „hohe Verweilzeit im Boden“ gleichzeitig zu. Die niedrigsten Abbauraten im Boden treten in den Podsohlen im Norden NRWs sowie in den Mittelgebirgssböden aufgrund der hohen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und schlechter Denitrifikationsbedingungen auf.

Wie der Vergleich von Abbildung 10-14 mit Abbildung 10-10 zeigt, führt die Denitrifikation im Boden zu einer nur geringen Reduzierung der N-Überschüsse im Boden (siehe Abbildung 10-10). Danach bleibt das Gesamtbild im Wesentlichen erhalten: die höchsten N-Austräge aus dem Boden treten in den Podsohlen im Norden NRWs auf.

Gerade in diesen Regionen mit hohen N-Überschüssen führen schlechte Abbaubedingungen, hohe N-Überschüsse und hohe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass hohe N-Mengen aus dem Boden ausgetragen werden können. Dort zeigen sich aufgrund der hohen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers Werte von 75 kg/(ha·a) N und mehr. In den Mittelgebirgen werden im Boden zwar meist weniger als 25 % des eingetragenen Stickstoffs denitrifiziert, jedoch ist dort die N-Überschusshöhe auch deutlich geringer.

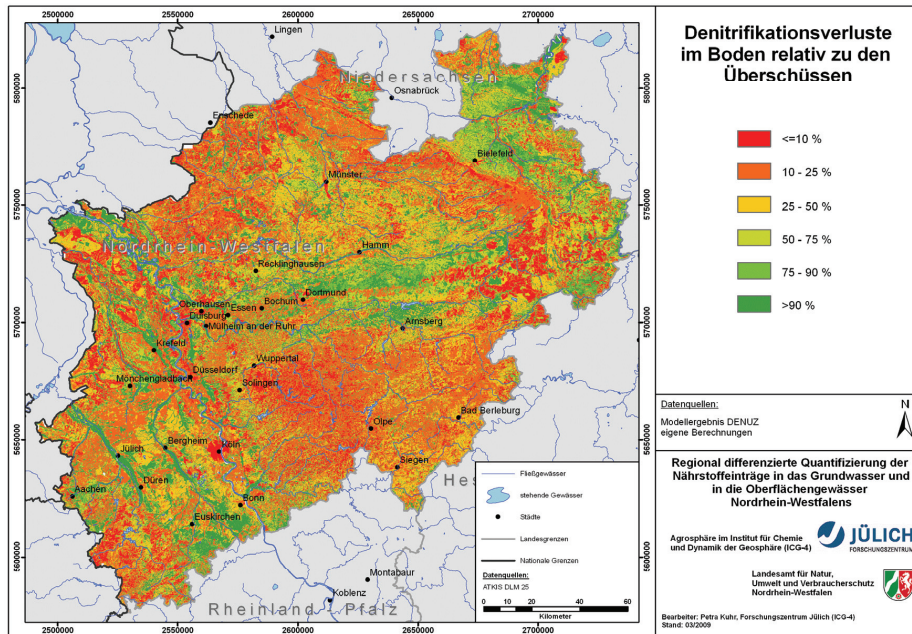


Abbildung 10-13: Relative Denitrifikationsverluste im Boden

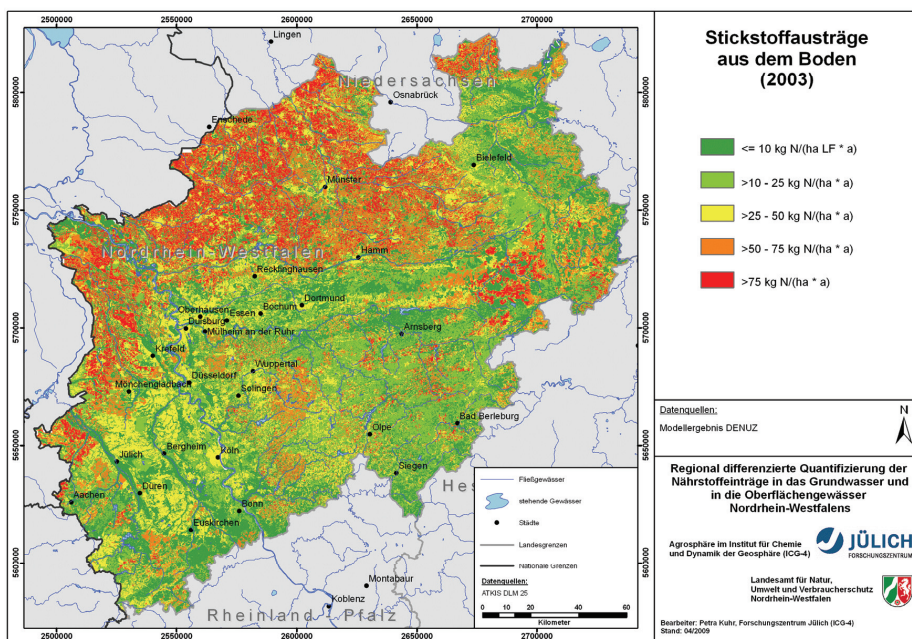


Abbildung 10-14: N-Überschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone

10.2.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden (Abbildung 10-14) mit der Sickerwasserrate (Abbildung 9-4) kann die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden (Abbildung 10-15). Diese gibt an, mit welcher mittleren Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat in das Grundwasser bzw. über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer eintragen wird.

Aus Abbildung 10-15 wird deutlich, dass in den meisten Regionen im Norden und Westen NRWs großflächig Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg/l NO_3^- und mehr auftreten. Besonders hohe Werte errechnen sich für die landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen im Münsterland. Dort werden verbreitet Nitratkonzentrationen von mehr als 100 mg/l NO_3^- errechnet. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich dagegen für die landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirgsregionen. Gemittelt über die gesamte Landesfläche NRWs liegen die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei ca. 35 mg/l NO_3^- ; für die landwirtschaftlich genutzten Flächen ergibt sich hier ein Mittelwert von fast 60 mg/l NO_3^- .

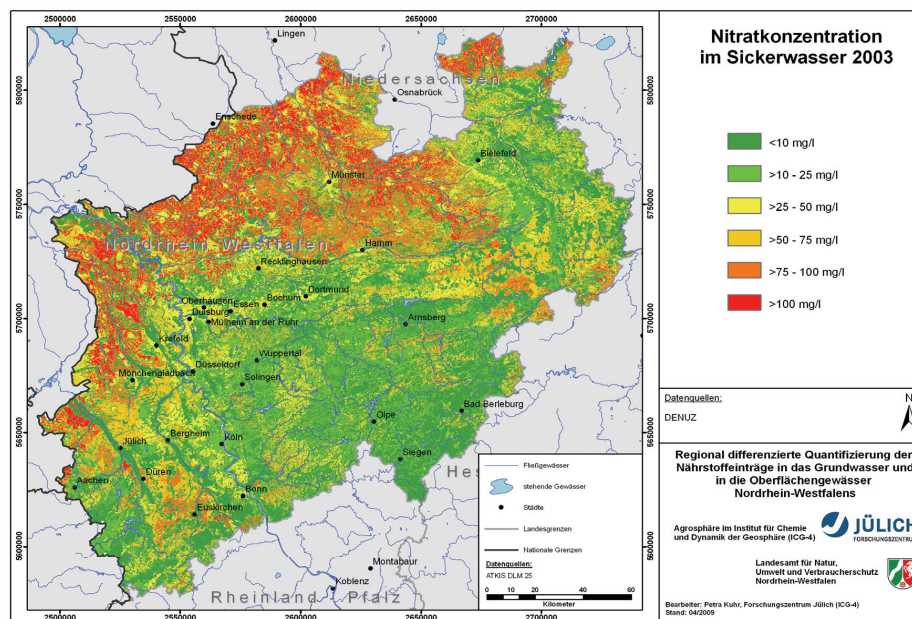


Abbildung 10-15: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser

10.2.4 Validierung der Modellergebnisse zur Nitratkonzentration im Sickerwasser

Der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser kommt eine große Bedeutung im Hinblick auf die Ableitung von Handlungsgebieten und die Analyse des Handlungsbedarfs zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach WRRL zu. Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser dienen in diesem Zusammenhang sowohl zur Ausweisung von Hotspot-Gebieten der Grundwasserbelastung als auch zur Quantifizierung der erforderlichen Reduk-

tion des N-Überschusses zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser (z. B. unterhalb des EG-Grenzwertes von 50 mg/l). Auf eine Validitätsüberprüfung der modellierten Werte wurde daher besondere Bedeutung gelegt.

Grundsätzlich ist die Validierung von Modellergebnissen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser anhand von Messwerten aus Tiefenprofilen, Saugsonden und Lysimetern unterhalb der durchwurzelten Bodenzone sowie anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen in der obersten Schicht des Grundwasserleiters möglich (siehe Abbildung 10-16). Hierbei sind jedoch eine Reihe von Randbedingungen zu beachten, die eine Validitätsüberprüfung erschweren.

Im Allgemeinen gibt es keine landesweiten Monitoringmessnetze, in denen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Bodenzone erhoben werden. Bei einem Vergleich der berechneten langjährigen Mittelwerte zur Nitratkonzentration im Sickerwasser mit Messwerten aus dem Bodenbereich der unterhalb der durchwurzelten Bodenzone ist zudem zu berücksichtigen, dass durch das RAUMIS-Modell auf Gemeinden bezogene N-Überschüsse in die Modellierung eingehen, die im GROWA-DENUZ-Modellierung auf 100·100 m²-Rasterwerte disaggregiert werden. Die diesbezüglichen Modellergebnisse liegen daher weder standort- noch ereignisbezogen vor. Aber gerade bei Messungen im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Bodenzone handelt es sich um Stichtagsmessungen, die eine Austragssituation für einen konkreten Standort darstellen.

Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser können ebenfalls nicht direkt mit gemessenen Nitratkonzentrationen im oberen Grundwasserleiter verglichen werden. Einerseits sind die Zustromgebiete der Messstellen und damit die konkreten N-Belastungsflächen, die für die gemessenen Nitratkonzentrationen verantwortlich sind, sowie die Verweilzeit bis zur Messstelle nicht genau bekannt (Wendland et al., 2010b). Andererseits können sowohl in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs als auch im Grundwasser selbst Denitrifikationsprozesse ablaufen, durch die im Grundwasser gemessene Nitratkonzentrationen unter Umständen verringert werden.

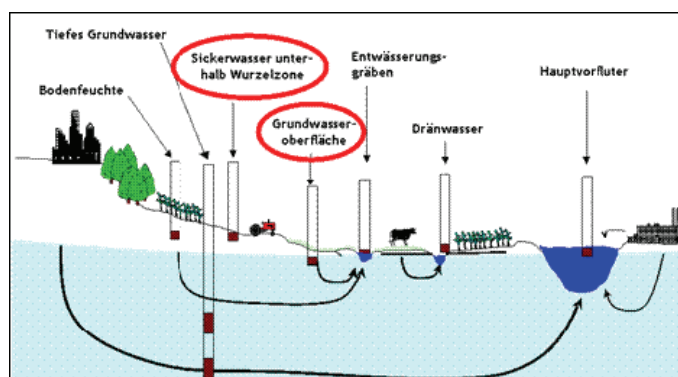


Abbildung 10-16: Lage von Messstellen zur Validierung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Folglich sind gemessene Nitratkonzentrationen aus dem oberen Grundwasserbereich räumlich und zeitlich sehr variabel; auch sie stellen immer nur Stichtagsmessungen dar. Dieses zeigt sich z. B. bei einer auf Messstellen bezogenen Gegenüberstellung von mittleren Nitratkonzentrationen im Grundwasser NRWs aus den Jahren 2000 bis 2007 mit den mittleren gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser aus dem Jahr 2008 (siehe Abbildung 10-17). Es zeigt sich, dass schon die gemessenen Nitratkonzentrationen an einer Messstelle große zeitliche Schwankungen aufweisen können. Die durchschnittliche Abweichung der miteinander verglichenen gemessenen Nitratkonzentration an den Einzelmessstellen beträgt ca. 25 %.

Somit kann auch bei einem Vergleich von modellierten langjährigen mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Stichtagsmesswerten zur Nitratkonzentrationen im Grundwasser keine exakte Übereinstimmung erwartet werden. Es kann jedoch qualitativ überprüft werden, ob die berechneten Konzentrationen durch die räumliche Verteilung der im Grundwasser gemessenen Nitratkonzentrationen bestätigt wird.

Gemeinsam mit dem Ertverband (Dr. Cremer) wurden Plausibilitätsüberprüfungen im Verbandsgebiet des Ertverbandes durchgeführt. Wie Abbildung 10–18 zeigt, liegen dort viele Grundwasserkörper, in denen der chemische Zustand des Grundwassers durch Nitrat in NRW beeinträchtigt ist.

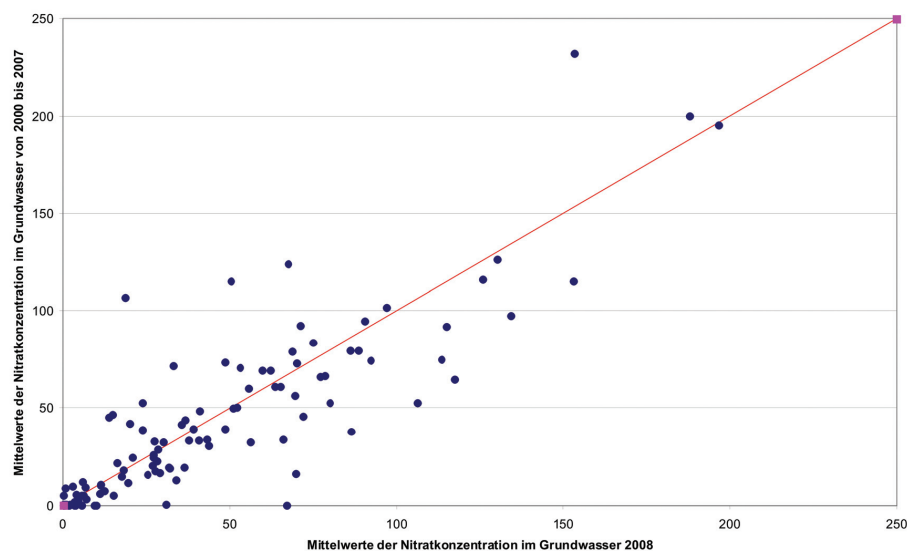


Abbildung 10-17: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser: Mittelwerte 2000 bis 2007 mit Mittelwerten 2008 in Nordrhein-Westfalen

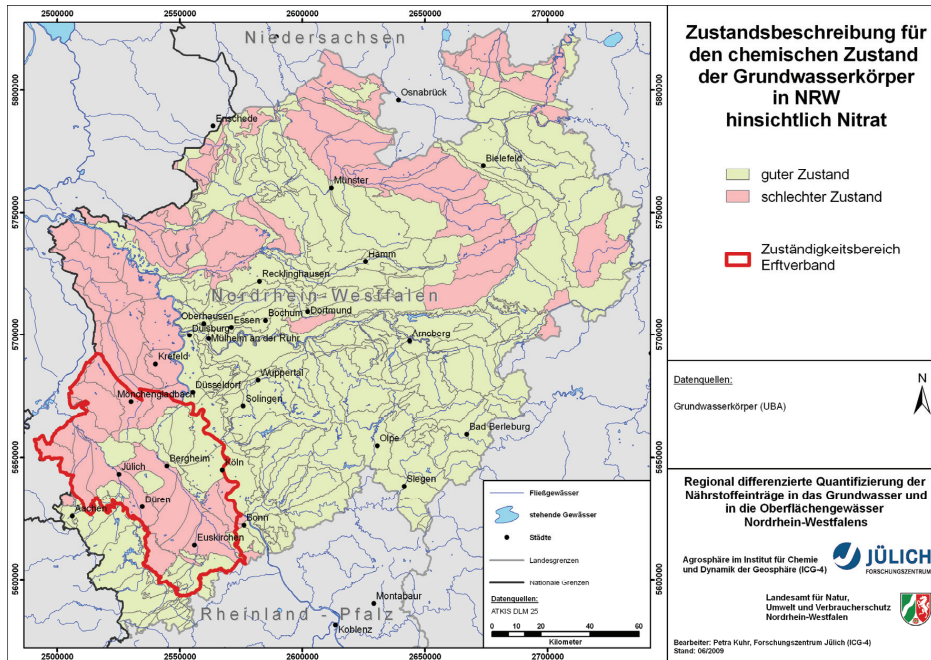


Abbildung 10-18: Lage der Grundwasserkörper in NRW, deren chemischer Zustand im Hinblick auf Nitrat als schlecht eingestuft worden ist.

Insgesamt wurden 18 der 33 Grundwasserkörper, die im Verbandsgebiet des Ertverbandes liegen, als in einem schlechten chemischen Zustand befindlich eingestuft.

Für den Vergleich zwischen den modellierten langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser wurden vom Ertverband gezielt Messstellen ausgewählt, die bestimmte Voraussetzungen erfüllten:

- Die Messstellen stammen aus homogen aufgebauten Grundwasserleitern.
- Im Aquifer ist keine nennenswerte hydrochemische Schichtung vorhanden, die auf Denitrifikationsprozesse hinweist.
- Es handelt sich um Grundwasseranalysen aus sehr flachen Messstellen bzw. Grundwasserleitern mit geringer wassererfüllter Mächtigkeit.
- Langjährige Ganglinien zeigen einen mit einheitlichem Verlauf.
- Mehrere benachbarte Messstellen zeigten einen vergleichbares Konzentrationsniveau, was auf ein größeres homogenes Einzugsgebiet hinweist.
- Zusätzlich wurde darauf geachtet, dass es sich um Bereiche handelt, für die relativ einheitliche Nitratkonzentrationen im Sickerwasser modelliert worden sind.

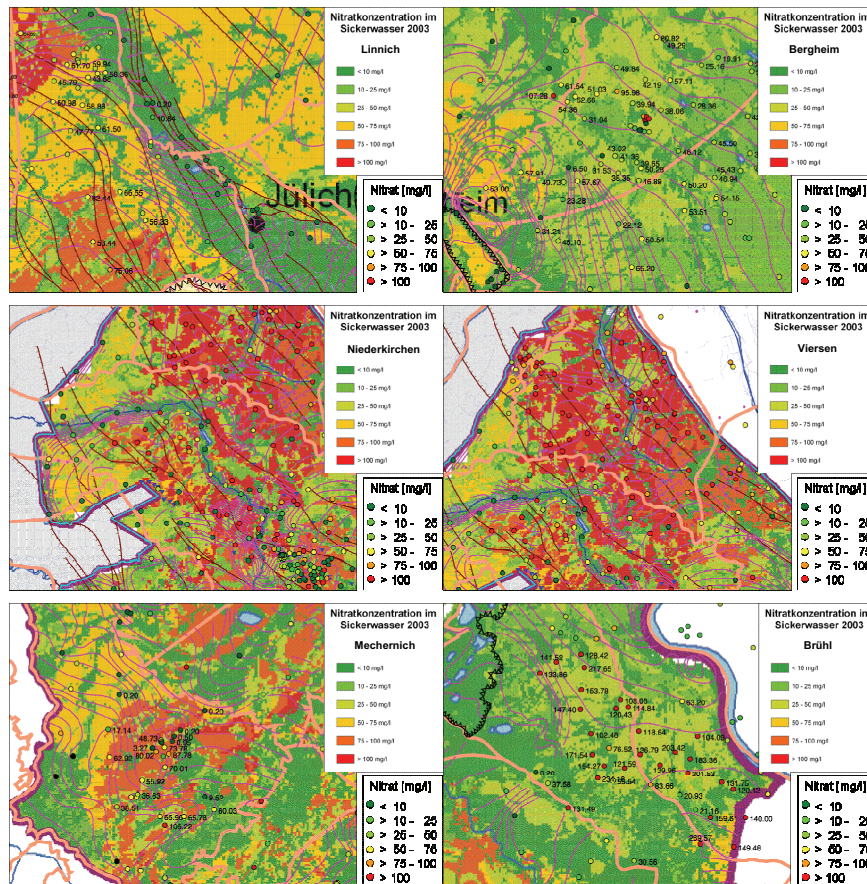


Abbildung 10-19: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser für verschiedene Regionen im Zuständigkeitsbereich des Erftverbandes. Die Punkte zeigen Messwerte an den Grundwassermessstellen, die Flächenfarben die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser.

Der Vergleich der Werte zeigte im Großen und Ganzen sowohl in Bezug auf die Höhe der Nitratkonzentrationen wie auch auf deren räumliche Verteilung eine sehr gute Übereinstimmung. In der oberen Reihe der Abbildung 10-19 sind exemplarisch zwei Regionen (Raum Linnich und Raum Bergheim) dargestellt, in denen der Anbau von Marktfrüchten dominiert. Dort liegen die gemessenen Werte größtenteils zwischen ca. 25 mg/l und ca. 75 mg/l, was sehr gut mit den modellierten Werten übereinstimmt.

Die mittlere Reihe zeigt exemplarisch zwei Regionen am Niederrhein, (Raum Niederkrüchten und Raum Viersen), in denen neben Marktfrüchten auch viele Sonderkulturen (z. B. Gemüse) angebaut werden. Die modellierten Werte liegen dort ebenso wie die Messwerte größtenteils bei über 100 mg/l. Die untere Reihe (links) zeigt einen Bereich aus der Nordeifel (Raum

Mechernich). Obwohl die hydrologischen und bodenkundlichen, aber auch die landwirtschaftlichen Standortbedingungen unterschiedlich sind und zudem kleinräumig wechseln, zeigt sich eine gute Übereinstimmung von Modellergebnissen und Messwerten.

Große Unterschiede zwischen den modellierten und den gemessenen Werten zeigen sich hingegen für den Raum Brühl. Modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Höhe von 25–50 mg/l stehen dort Messwerte aus dem Grundwasser in einer Höhe von vielfach >100 mg/l gegenüber. Eine Detailanalyse der Modellparameter hat für diese Region ergeben, dass die im RAUMIS-Modell berücksichtigte Agrarstatistik keine Angaben über den Anbau von düngungsintensiven Sonderkulturen enthält. Die für den Anbau dieser Feldfrucht zugeführten Düngermengen wurden bei der RAUMIS-Modellierung also nicht berücksichtigt, so dass ein geringerer N-Bilanzüberschuss berechnet wurde, als tatsächlich zu erwarten ist. Dieser geringe Bilanzüberschuss wirkt sich auf die berechnete Höhe der Nitratkonzentration im Sickerwasser aus und führt zu einer deutlichen Unterschätzung der real zu erwartenden Nitratgehalte im Grundwasser.

Abschließend lässt sich festhalten, dass die Differenzen zwischen Messwerten und modellierten Werten im Zuständigkeitsbereich des Ertverbandes im Allgemeinen gering sind. Dort, wo größere Unterschiede auftreten, lassen diese sich über ungenaue oder lückenhafte Datengrundlagen erklären. Modellbedingte Ursachen scheinen hingegen eine eher untergeordnete Bedeutung zu haben.

Gemeinsam mit der Bezirksregierung Düsseldorf (Herr Ferdian) wurde für den Landkreis Kleve eine weitere Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Nitratmesswerten aus dem Grundwasser vorgenommen. Hierbei handelte es sich jedoch um acht Messstellen, die ein Mischwasser aus unterschiedlichen Tiefen des Grundwasserleiters und zudem nicht alle eine landwirtschaftliche Bodennutzung aufwiesen (vgl. Abbildung 10-20). So liegen nur zwei der acht Messstellen in Rasterzellen, für die hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser berechnet wurden.

Dennoch zeigt sich eine akzeptable Übereinstimmung, wenn man die hydrodynamische Situation im Umfeld der Messstellen berücksichtigt. Die Züsickerung zum Grundwasser und somit die maßgebliche Größe, die die Ausbildung der Grundwasserqualität an einer Grundwassermessstelle beeinflusst, findet nicht nur im Nahbereich der Messstelle statt. Je höher die Entnahmetiefe, desto weiter ist in der Regel der Ort der Einsickerung des Sickerwassers in den Aquifer entfernt. Dieser Sachverhalt ist in Abbildung 10-16 schematisch dargestellt. Bei der Grundwasserentnahme über mehrere Tiefenbereiche eines Aquifers – wie bei den Grundwassermessstellen aus dem Landkreis Kleve – stellt sich an einer Entnahmestelle daher eine Nitratkonzentration ein, die eine Mischkonzentration aus dem weiteren Anstrombereich des Grundwasserpegels darstellt. Insofern ist die aus Abbildung 10-20 hervorgehende Übereinstimmung indirekt eine Bestätigung für die Plausibilität der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Bei dem Vergleich mit Grundwasser aus größeren Tiefen sollte der weitere Anstrombereich der Grundwasserpegel jedoch immer mit berücksichtigt werden.

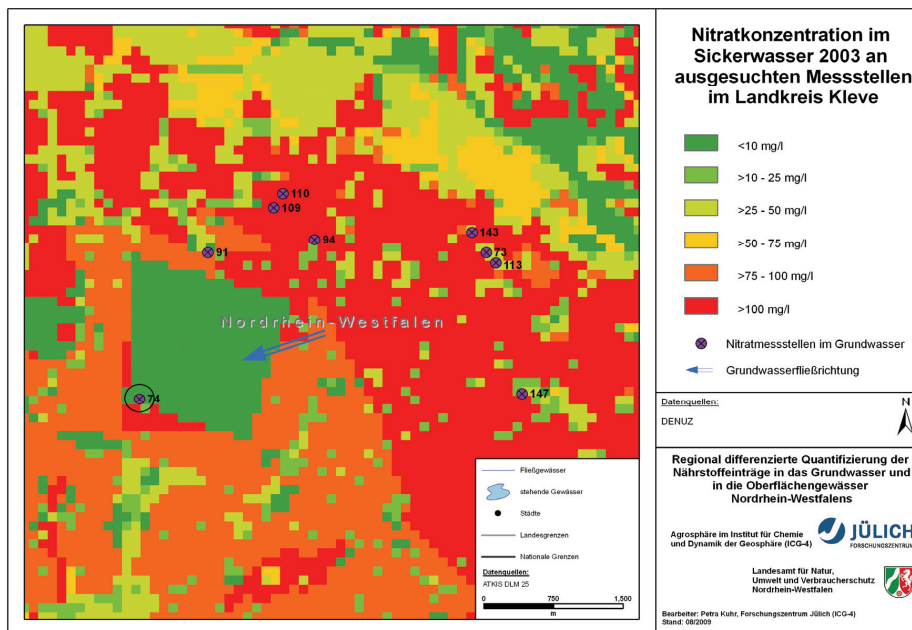


Abbildung 10-20: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Landkreis Kleve

Die in den Abbildungen 10–19 und 10–20 dargestellten Vergleiche von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser zeigte eine insgesamt gute Übereinstimmung. Die modellierten Werte können daher einerseits als repräsentativ im Hinblick auf die ausgewiesenen Hotspot-Gebiete der Grundwasserbelastung angesehen werden. Andererseits ist dies ein Hinweis darauf, dass die mit dem gekoppelten Modell RAUMIS-GROWA-DENUZ/WEKU berechneten Werte einen geeigneten Referenzrahmen für die Durchführung von Szenariorechnungen darstellen (Wendland et al, 2009). Ein Beispiel hierfür ist die Quantifizierung der erforderlichen Reduktion des Stickstoff-Bilanzüberschusses zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser unterhalb des EG-Grenzwertes von 50 mg/l NO_3^- (siehe Kapitel 12).

10.3 Nitrateinträge in die Oberflächengewässer

Die Einträge von Nitrat in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer ist immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Die hierbei zentralen Wasserhaushaltskomponenten sind zum einen der in Abbildung 9-6 dargestellte Direktabfluss (vor allem natürlicher Interflow und Drainageabfluss) und zum anderen der Grundwasserabfluss (Abbildung 9-5). Geht man davon aus, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser nach der Passage der Wurzelzone festgelegt ist, d. h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, teilen sich die N-Frachten nach dem Ver-

hältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf (Abbildung 10-21). Ein Teil gelangt über den Direktabfluss ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitrateinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren.

In den grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen der Niederrheinischen Bucht und des Niederrheinischen Tieflands entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe. Gleiches gilt für verkarstete Kalkaquifere, z. B. im Rheinischen Schiefergebirge. In den grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen der Westfälischen Bucht hingegen ist der Anteil der Grundwasserneubildung reduziert. Bis zu 40 % des Gesamtabflusses wird dort als Direktabfluss abgeführt und erreicht die Vorfluter über die Bodenoberfläche oder über die ungesättigte Bodenzone.

Für die Festgesteinsregionen Nordrhein-Westfalens ergeben sich andere Abflussverhältnisse. In Gebieten, in denen paläozoische nichtkarbonatische Gesteine im Untergrund anstehen (Eifel, Bergisches Land, Sauer- und Siegerland), liegt der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss in der Regel bei <20 % und ist damit geringer als in Regionen, die aus mesozoischen nichtkarbonatischen Gesteinen aufgebaut sind (Weserbergland). Dort werden bis zu 40 % des Gesamtabflusses als Grundwasserneubildung abgeführt. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Boden und Grundwasser bzw. der der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss und Grundwasserabfluss zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

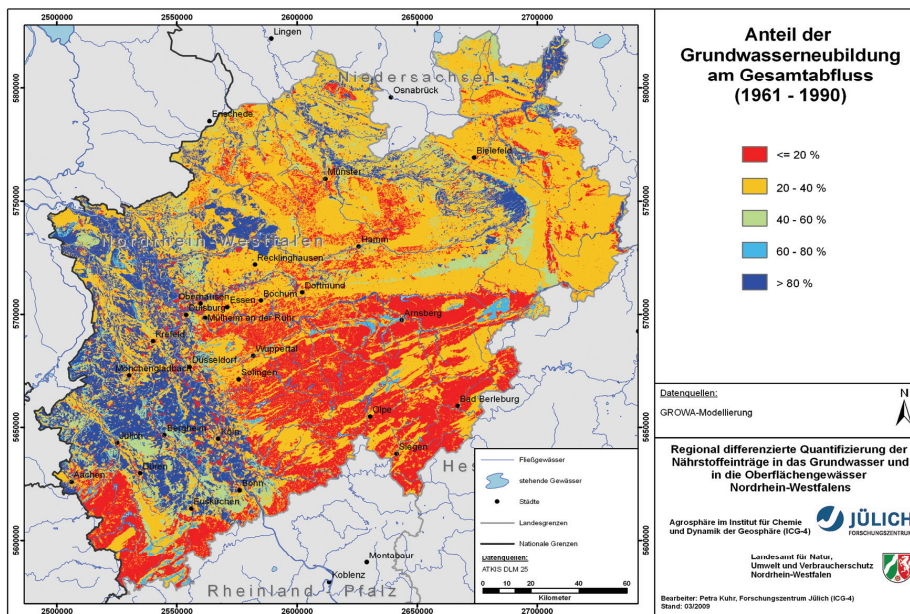


Abbildung 10-21: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss

10.3.1 Nitrateinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss

Beim Direktabfluss handelt es sich um die Abflusskomponente, die sich aus der Differenz von Sickerwasserhöhe und Grundwasserneubildungshöhe ergibt. Zum Direktabfluss zählen alle schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten, d. h. Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss. In Abbildung 10-22 sind als Ergebnis die N-Austräge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss in ihrer Summe dargestellt. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche NRWs liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss bei ca. 64.000 t/a, was einem mittleren N-Austrag von ca. 19 kg/(ha·a) entspricht.

Deutlich heben sich hier die Regionen ab, die hohe Direktabflussanteile und hohe N-Austräge aus dem Boden aufweisen. N-Einträge mit dem Direktabfluss von über 50 kg/(ha·a) wurden insbesondere für die über Dränagen entwässerten Niederungsregionen im Nordteil NRWs berechnet. Diese ergeben sich durch das Zusammenwirken generell hoher N-Überschüsse und relativ geringer Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden. Die N-Austräge aus dem Direktabfluss in den Mittelgebirgsregionen liegen im Bereich zwischen 5 und 25 kg/(ha·a). Dort treten zwar hohe Direktabflussanteile durch den dort vorherrschenden Interflow auf, jedoch ist die Höhe der N-Überschüsse recht gering. In den Grundwasserneubildungsgebieten, zu denen z. B. die intensiv landwirtschaftlich genutzten Becken- und Bördelandschaften zählen, ergeben sich aufgrund der hohen Verweilzeiten des Wassers im Boden und des geringen Anteils an Direktabfluss im Allgemeinen relativ geringe N-Einträge in die Oberflächengewässer mit dem Direktabfluss (zumeist weniger als 10 kg/(ha·a)).

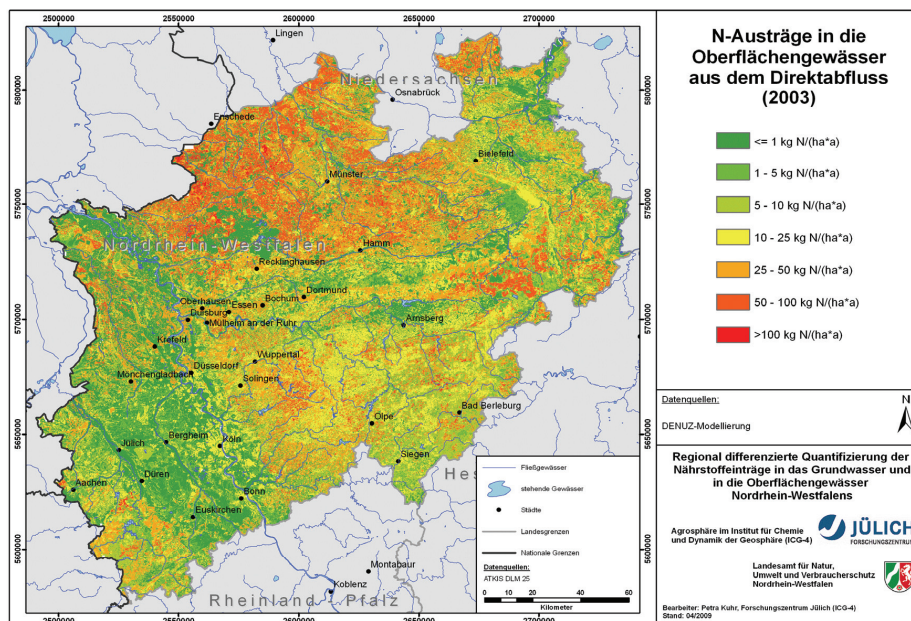


Abbildung 10-22: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss

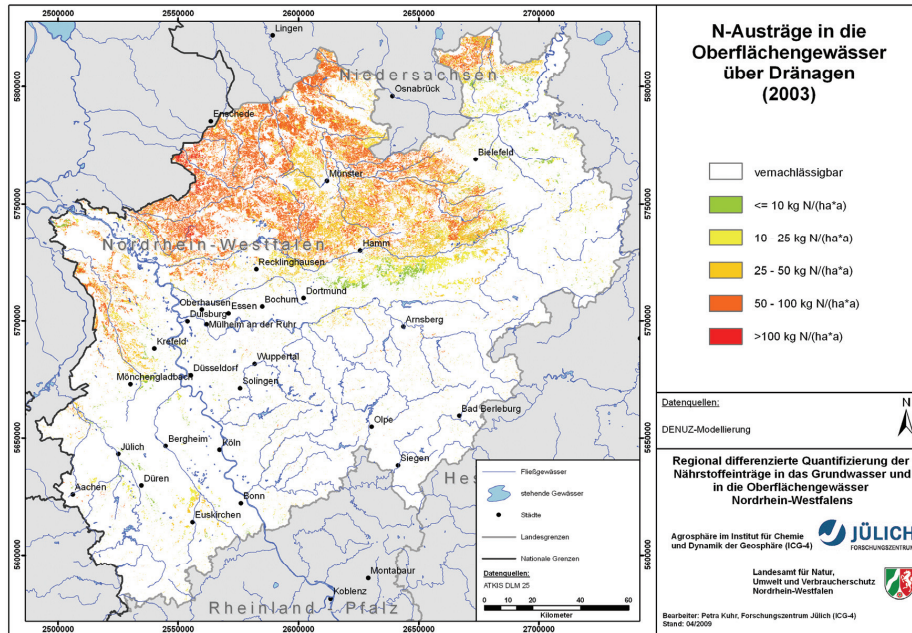


Abbildung 10-23: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

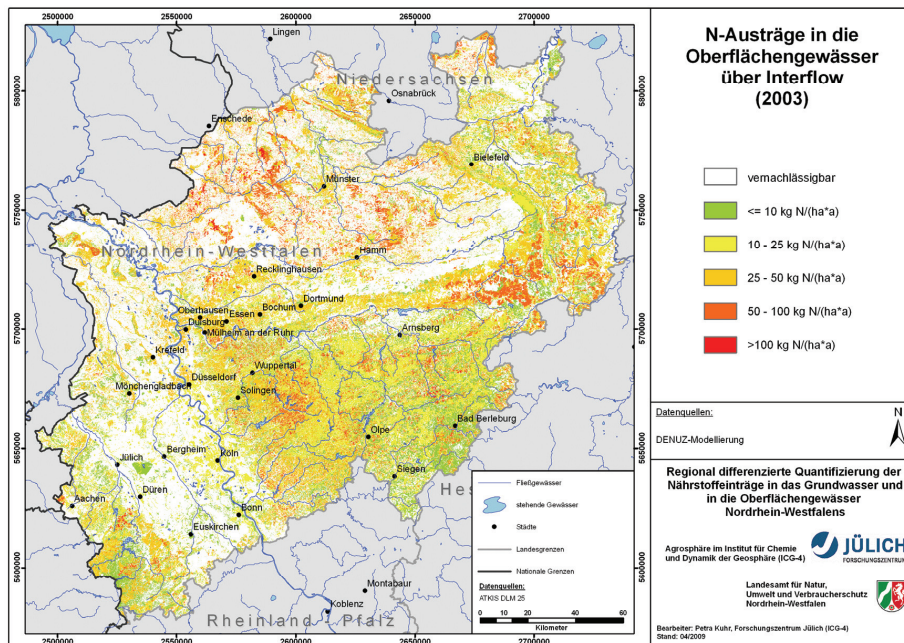


Abbildung 10-24: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Interflow

In Abbildung 10-23 sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen getrennt vom natürlichen Interflow dargestellt. Deutlich heben sich in Abbildung 10-23 hierdurch die landwirtschaftlich genutzten Regionen im Münsterland ab. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche NRWs liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen bei ca. 21.000 t/a, was einem mittleren N-Austrag von ca. 36 kg/(ha·a) entspricht.

Über den natürlichen Interflow (Abbildung 10-24) werden ca. 43.000 t/a in die Oberflächengewässer eingetragen, was einem mittleren N-Austrag von ca. 15 kg/(ha·a) entspricht. Dadurch, dass insgesamt mehr Flächen natürlichen Interflow aufweisen als Dränagen ist die Gesamtsumme der über den natürlichen Interflow ausgetragenen N-Menge zwar größer als die Menge, die über Dränagen ausgetragen wird, jedoch weisen die dränierten Flächen pro Flächeneinheit einen deutlich höheren Austrag auf.

10.3.2 Nährstoffeinträge ins Grundwasser

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden in das Grundwasser eingetragen. In Abbildung 10-25 sind die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden N-Einträge in das Grundwasser dargestellt.

Insbesondere die Grundwasserneubildungsgebiete zeichnen sich erwartungsgemäß durch hohe N-Einträge ins Grundwasser aus. Für große Teile der Lockergesteinsregion ergeben sich dementsprechend vielfach N-Einträge in das Grundwasser zwischen 25 und 50

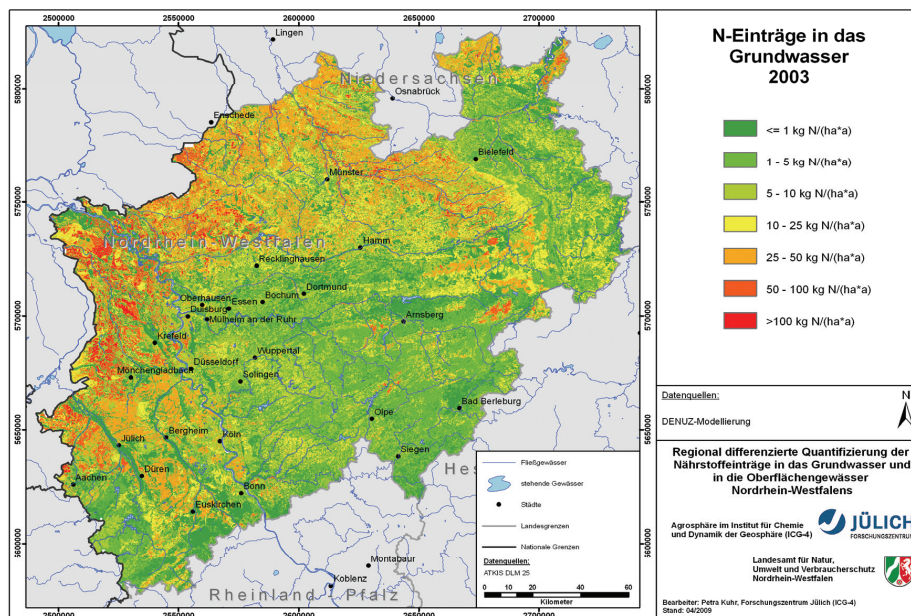


Abbildung 10-25: N-Einträge ins Grundwasser mit der Grundwasserneubildung

kg/(ha·a). Besonders geringe Werte ergeben sich in Regionen, wo der N-Überschuss relativ gering ist und der Haupteintrag über den Direktabfluss erfolgt, d. h. vor allem in den Mittelgebirgsregionen.

10.3.3 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

Auf dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserverweilzeiten im Aquifer zu einem signifikanten Nitratabbau kommen (vgl. Kapitel 5). Dieser Nitratabbau wird in nitratabbauenden Aquiferen dabei umso effektiver, je größer die Verweilzeit des Nitrats im Aquifer ist.

Verweilzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Verweilzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb derer das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Verweilzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, deren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird (vgl. Kapitel 5).

Abbildung 10-26 zeigt zunächst die Abstandsgeschwindigkeit im Grundwasser Nordrhein-Westfalens. Die Werte umfassen eine Spannweite zwischen weniger als 0,01 m/d und mehr als 10 m/d. Abstandsgeschwindigkeiten von unter 1 m/d ergeben sich für den Nordteil der Niederrheinischen Bucht und das Münsterland. Grund hierfür sind überwiegend die geringen hydraulischen Gradienten. Im Südteil der Niederrheinischen Bucht sind die Abstandsge-

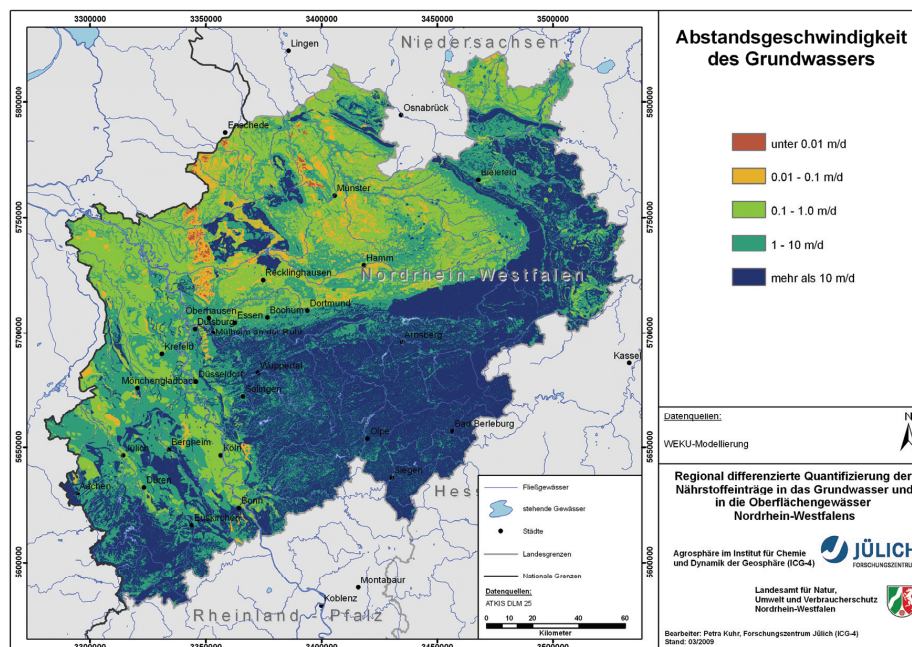


Abbildung 10-26: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers

schwindigkeiten dagegen aufgrund höherer Gradienten und höherer Durchlässigkeitsbeiwerte der Aquifere deutlich höher. In den Festgesteinsregionen treten meist Werte von 10 m/d und mehr auf. Vor allem die kurzen Fließstrecken, die meist hohen hydraulischen Gradienten sowie die Annahme, dass der Hauptgrundwasserumsatz in der Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein auftritt, sind hierfür verantwortlich.

Die in Abbildung 10-27 dargestellten Verweilzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannweite zwischen weniger als 1 Jahr und mehr als 50 Jahren auf. In den Lockergesteinsregionen der Köln-Aachener-Bucht und des Münsterlandes treten zum Teil hohe Grundwasserverweilzeiten auf, die häufig zwischen 25 und 50 Jahren liegen. Geringere Verweilzeiten ergeben sich dort generell für Regionen in Vorfluternähe, Regionen mit hoher Vorfluterdichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten (Tagebaue). Großflächig geringe Verweilzeiten von weniger als fünf Jahren sind typisch für die Festgesteinsregionen im Südteil NRW. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass für die Festgesteinsregion Verweilzeiten berechnet wurden, die sich typischerweise für die Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein ergeben. Dies erfolgte vor dem Hintergrund, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in dieser Auflockerungszone auftritt. Um dies im WEKU-Modell zu berücksichtigen, wurden die in der HÜK 200 angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte (siehe Abbildung 8-15) pauschal um eine Größenordnung erhöht.

Es sei betont, dass sich die dargestellten Verweilzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt beispiels-

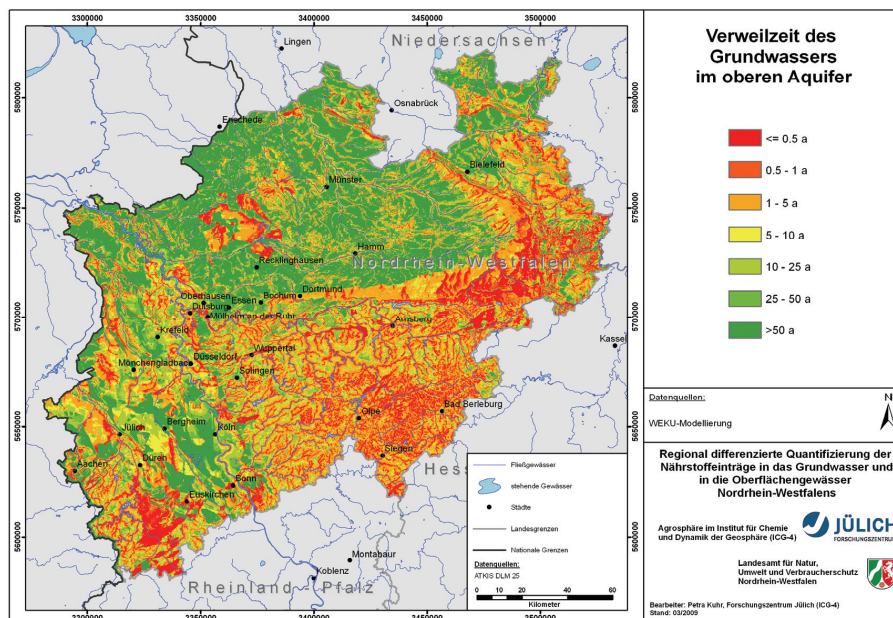


Abbildung 10-27: Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer

weise in Gebieten, in denen paläozoische Schiefer an der Oberfläche anstehen, der grundwasserbürtige Abfluss häufig weniger als 15 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten daher generell nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Nach der Berechnung der Grundwasserverweilzeiten wird eine Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer von nitratabbauenden Aquiferen vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der in NRW auftretenden Aquifere hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens entsprechend der in Kapitel 5 beschriebenen Vorgehensweise erforderlich.

Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

Auf Basis der Erkenntnisse früherer hydrogeochemischer Untersuchungen im Grundwasser des Emseinzugsgebietes (Kunkel & Wendland, 2006) und des Wesereinzugsgebietes (Kreins et al., 2010) wurde das Nitratabbauvermögen für die in Kapitel 8 beschriebenen Gesteinseinheiten ausdifferenziert (siehe Abbildung 10-28). Hierzu standen Grundwasserbeschaffenheitsdaten aus dem Monitoring-Messnetz NRW zur Verfügung. Die Aufbereitung und Auswertung dieser Daten erfolgte bundesweit bereits im Rahmen eines LAWA-Vorhabens und ist in Kunkel et al. (2004) detailliert beschrieben.

Die Auswertung der Grundwassergütedaten erfolgte gesondert für jede der ausgewiesenen grundwasserführenden Gesteinseinheiten durch die Bestimmung der Kenngrößen der Häufigkeitsverteilungen für die Grundwasserparameter Nitrat, Eisen(II), Mangan(II) und Sauerstoff. Der grundlegende Verfahrensgang der Auswertung sowie eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse finden sich in den bereits oben zitierten Arbeiten Kunkel et al. (1999), Kunkel et al. (2004) und Kunkel & Wendland (2006). Als exemplarische Ergebnisse sind in Tabelle 10-1 die Ergebnisse der primärstatistischen Auswertung für wichtige in NRW auftretende Gesteinseinheiten aufgeführt. Für jeden Grundwasserparameter ist die Gesamtzahl der Analysen (N) und mit dem 10., 50. (Median) und 90. Perzentil die wesentlichen Verteilungskenngrößen zur primärstatistischen Charakterisierung des Datenkollektivs angegeben.

Tabelle 10-1: Ergebnisse der primärstatistischen Auswertung für die Nitrat, Sauerstoff, Eisen(II) und Mangan(II) in wichtigen in NRW auftretenden hydrogeologischen Bezugseinheiten (Daten aus Kunkel et al., 2004)

		Fe mg/l	Mn mg/l	NO₃ mg/l	O₂ mg/l
Quartäre Sedimente Norddeutschlands	N	2097	2809	3034	951
	10 P.	0,06	0,03	0,1	0,2
	50 P.	1,685	0,3	0,5	0,9
	90 P.	17,5	1,4	35,6	6,5
Schotter- und Kiesablagerungen des Rheins	N	488	491	572	514
	10 P.	0,007	0,0007	2	0,2
	50 P.	0,03	0,03	35,4	3,8
	90 P.	5,2	1,1	111	8,1
Paläozoische Sedimentgesteine	N	833	979	1181	1060
	10 P.	0,007	0,001	0,48	1,3
	50 P.	0,04	0,012	6,0	7,4
	90 P.	0,79	0,58	30,8	11,0

Wie man deutlich erkennt, ergeben sich im Allgemeinen oxidierte Grundwasserverhältnisse für die paläozoischen Sedimentgesteine. Dort zeigen sich beispielsweise Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen, die schon beim 50 %-Perzentil bei bzw. oberhalb von 2 mg/l liegen, während die Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen selbst beim 90 %-Perzentil noch relativ gering sind.

Die in Tabelle 10-1 aufgeführten Lockergesteinsaquifere zeigen sowohl Anzeichen reduzierter wie auch oxidierter Grundwasserverhältnisse. Die Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen in den Kies- und Schotterablagerungen des Rheins liegen z. B. erst beim 90 %- Perzentil oberhalb von 2 mg/l, während die Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen schon beim 50 %-Perzentil oberhalb von 0.2 mg/l Fe(II) bzw. 0.05 mg/l Mn(II) liegen. Es ist davon auszugehen, dass die Aquifere dieser Einheiten nur in einigen Bereichen nitratabbauend sind.

Das bedeutet jedoch nicht notwendigerweise, dass es in diesen Regionen zu keinen nennenswerten Nitratausträgen in die Vorfluter kommt. In Bereichen, in denen hohe Direktabflussanteile auftreten (beispielsweise durch eine Drainageentwässerung), kann aufgrund der nur kurzen Untergrundpassage des Sickerwassers das aus dem Boden ausgewaschene Nitrat nicht oder nur unvollständig abgebaut werden. Daher kann es dort trotz guter Nitratabbaubedingungen im Grundwasserleiter zu Nitratausträgen in die Oberflächengewässer kommen. Bei den anderen, als oxidiert eingestuften Bezugseinheiten ist mit keinem bzw. nur unvollkommenen Nitratabbau im Grundwasserleiter zu rechnen.

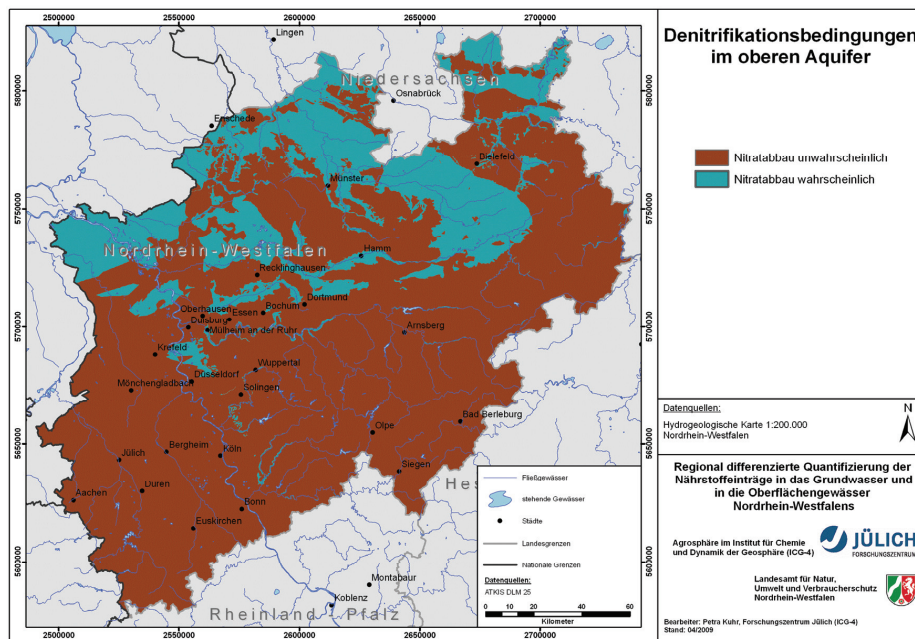


Abbildung 10-28: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer

Nährstoffausträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

In Abbildung 10-29 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten, nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden, grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Für die südlichen Teilgebiete NRWs ist deutlich erkennbar, dass die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer (ca. 7 kg/(ha·a)) im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser entsprechen. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer weitgehend verhindern. Für den Nordteil NRWs stellt man in Teilbereichen ein anderes Verhalten fest. Dort wo gut nitratabbauende Lockergesteinsaquifere und meist lange Grundwasserverweilzeiten auftreten, wird der größte Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut, so dass hier – trotz der Dominanz des Grundwasserabflusses gegenüber dem Direktabfluss – Flächen mit weniger als 1 kg/(ha·a) Eintrag aus dem Grundwasser in die Vorfluter aus Abbildung 10-29 hervortreten. Höhere grundwasserbürtige N-Austräge treten nur in Vorfluternähe sowie großflächig in den durch besonders hohe N-Überschüsse gekennzeichneten Gebieten im Nordwestteil in den Gebieten auf, in denen nitratabbauende Aquifere fehlen. Im Gebietsmittel werden etwa 9 kg/(ha·a) über das Grundwasser in die Oberflächengewässer ausgetragen, was einer Gesamtfracht von ca. 29.869 t/a entspricht.

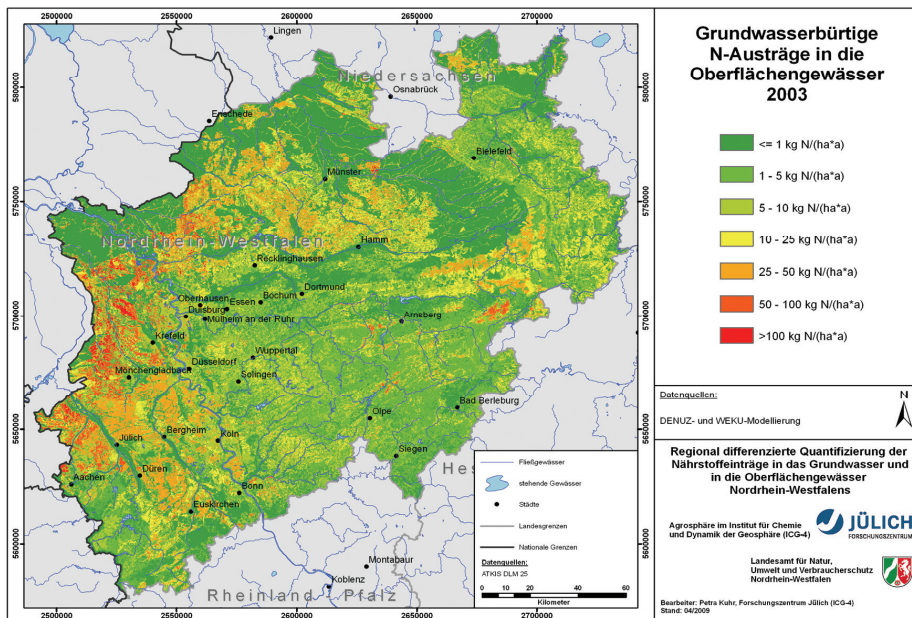


Abbildung 10-29: N-Austräge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

10.3.4 Gesamte diffuse Nährstoffausträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss

In Abbildung 10-30 ist schließlich die Summe der N-Austräge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss und Grundwasserabfluss dargestellt. Diese liegt bei ca. 94.173 t/a. Im Gebietsmittel errechnen sich für NRW N-Austräge in Höhe von ca. 27.8 kg/(ha·a). Dabei tragen die Austräge aus dem Direktabfluss mit im Mittel 18.9 kg, d. h. zu etwa 68 %, zum Gesamtaustrag bei. Räumlich gesehen kommt es in fast allen intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu erhöhten N-Austrägen in die Gewässer, die in einigen Regionen 50 kg/(ha·a) übersteigen können.

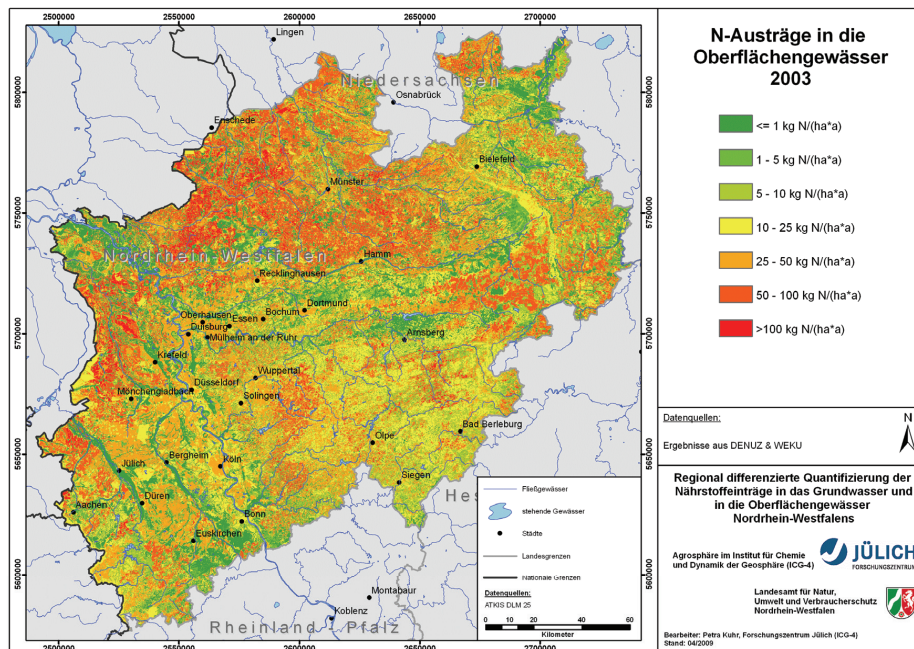


Abbildung 10-30: Nährstoffausträge in die Oberflächengewässer als Summe der Beiträge aus dem Direkt- und Grundwasserabfluss

10.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen

An Punktquellen werden in diesem Kapitel ausschließlich kommunale Kläranlagen sowie Mischwasserentlastung betrachtet. N-Einträge über Trennkanalisationssysteme sind bereits in der Karte der N-Einträge über den Direktabfluss enthalten, die auch urbane Flächen berücksichtigt (Abbildung 10-22).

10.4.1 N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfracht aus kommunalen Kläranlagen erforderlichen Daten wurden als anlagenbezogene Punktdaten vom LANUV NRW („Datendrehzscheibe Einleiterüberwachung Abwasser D-E-A“) zur Verfügung gestellt. Aus dieser Quelle standen mindestens Angaben zu Kläranlagenstandort und Einleitungsstelle, Kläranlagengröße, Ausbaugrad, Jahresabwassermenge und gemessene Gesamt-N-Konzentration im Ablauf zur Verfügung. Die bereitgestellten Datenbestände sind sehr umfangreich und erfassen auch Kläranlagen mit teilweise weniger als 1.000 Einwohnerwerten. Das bedeutet räumlich eine Erfassung von Einträgen unterhalb der Gemeindeebene. Die Datensätze wurden in einer Datenbank abgelegt und eine Zuweisung der Kläranlagenstandorte zu pegelbezogenen Sub-Einzugsgebieten vorgenommen. Nach Harmonisierung der Daten und Speicherung in einer Datenbank war die automatisierte Berechnung mittlerer N-Jahresfrachten möglich. Die Höhe der Einträge ist anlagenspezifisch aus Abbildung 10-31 zu ersehen. Für das Bezugsjahr 2006 sind Daten zu 657 Einleitstellen in NRW vorhanden. Die Summe des N-Eintrags aus kommunalen Kläranlagen beträgt 20.446 t/a. Abbildung 10-31 zeigt, dass der Eintrag in hohem Maße aus Kläranlagen mit mittleren Emissionen von >10 bis 100 t/a stammt. Darüber hinaus gibt es 9 Anlagen mit Emissionen über 250 t/a. Diese Großkläranlagen befinden sich im Wesentlichen im Ballungsgebiet Rhein-Ruhr mit hohen Bevölkerungsdichten (Abbildung 10-31). Um die Ergebnisse zu N-Einträgen, die aufgrund ihrer Größenordnung nach wie vor eine sehr bedeutsame Quelle darstellen, zu überprüfen, wurden Daten des MUNLV (2006) herangezogen. Einen Vergleich mit den Ergebnissen des MUNLV für Flussgebiete zeigt Abbildung 10-32.

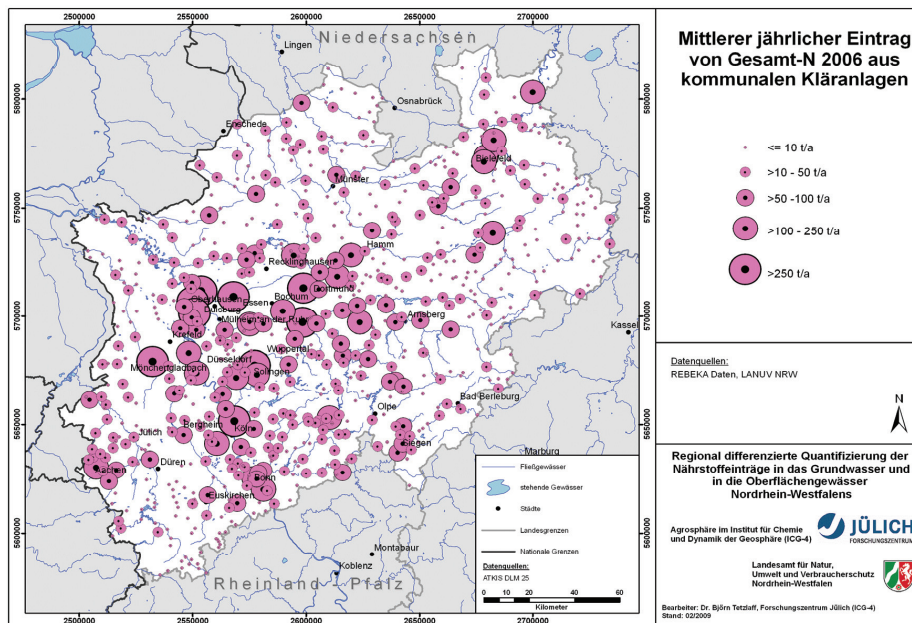


Abbildung 10-31: Mittlerer jährlicher N-Eintrag aus kommunalen Kläranlagen

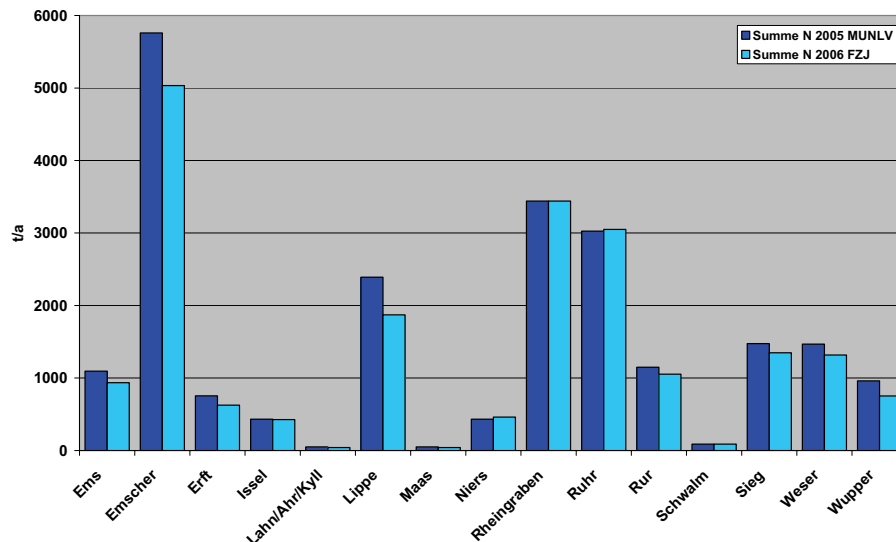


Abbildung 10-32: Vergleich von N-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen für Flussgebiete in NRW zwischen eigenen Ergebnissen und Angaben des MUNLV (2006)

Der Vergleich zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den eigenen Ergebnissen und den Angaben des MUNLV (2006). Insgesamt zeigt sich die Tendenz, dass die Ergebnisse des FZJ leicht unter denen des MUNLV liegen, was auf die leicht voneinander abweichenden Bezugsjahre zurückgeführt wird.

10.4.2 N-Einträge über Mischwasserentlastung

Der im Modell MEPHOS verwendete Berechnungsansatz zur Ermittlung mehrjähriger mittlerer N-Einträge aus Mischwasserentlastungen benötigt als Eingangsdaten die mittlere Direktabflusshöhe (siehe Abbildung 9-6), den Anteil der an die Mischwasserkanalisation angeschlossenen Flächen, das kumulierte Speichervolumen, die Regenabflussspende zur Kläranlage und die mittlere Konzentration von Gesamt-N im Mischwasser bei Starkregen.

Die versiegelte Fläche kann dem ATKIS-Datensatz zur Landnutzung (Abbildung 8-4) entnommen werden. Angaben zu Sonderbauwerken mit Anschluss an Mischsysteme sowie zum Rückhaltevolumen und zur angeschlossenen versiegelten Fläche wurden aus dem Regenbeckenkataster NRW REBEKA anlagenspezifisch bereit gestellt. Abbildung 10-33 stellt die in REBEKA enthaltenen 6.193 Sonderbauwerke des Mischwassersystems und ihre Speichervolumina dar, die in die Modellierung eingeflossen sind. Nach Aggregation der Bauwerksdaten für Kläranlagen-Einzugsgebiete, wurden die mittleren jährlichen N-Einträge über Mischwasserentlastung modelliert, wie unter Kapitel 7.2 beschrieben. Die Ergebnisse wur-

den in Absprache mit dem Auftraggeber für Flussgebiete summiert, wie in der nächsten Karte dargestellt (Abbildung 10-33).

Wie Abbildung 10-33 zeigt, schwankt der berechnete Eintrag zwischen weniger als 0,05 und mehr als 1,5 kg/(ha·a). Auffallend sind die ausgeprägten räumlichen Unterschiede innerhalb von NRW. Die überdurchschnittlich hohen Einträge in den Einzugsgebieten von Ruhr und Emscher sind auf den hohen Anteil versiegelter Flächen in Kombination mit einem hohen Anteil von Mischwassersystemen (z. B. Ruhr 62 %) zurückzuführen. Für die Einzugsgebiete von Erft und Rur und insbesondere der Ems gilt das Umgekehrte: Neben einem relativ geringen Anteil versiegelter Flächen ist auch der Anteil des Mischwassersystems sehr gering. Im Einzugsgebiet der Erft beträgt er z. B. lediglich 33 %, im Emsgebiet nur 18 %. (MUNLV 2003).

Die Summe des N-Eintrags über Mischwasserentlastung beträgt 2.098 t/a. Um die Modellergebnisse zu überprüfen, wurden Daten des MUNLV (2006) herangezogen. Einen Vergleich mit den Ergebnissen des MUNLV für Flussgebiete zeigt Abbildung 10-34. Die Vergleichswerte wurden ebenfalls mit Daten des REBEKA und unter Verwendung derselben Konzentration von 8 mg Gesamt-N/l erzeugt. Es gibt jedoch methodische Unterschiede, u.a. die unterschiedliche Abflussgenerierung. Die MEPhos-Ergebnisse basieren auf dem Direktabfluss des Wasserhaushaltsmodells GROWA für urbane Flächen, während bei den Arbeiten des MUNLV ein Abflussbeiwertverfahren zum Einsatz kommt. Der Vergleich zeigt eine insgesamt gute Übereinstimmung zwischen den eigenen Ergebnissen und den Angaben des MUNLV (2006). Größere Abweichungen ergeben sich lediglich für Rheingraben und Lippe. Hier treten größere Abweichungen in den der Modellierung zu Grunde liegenden Daten auf.

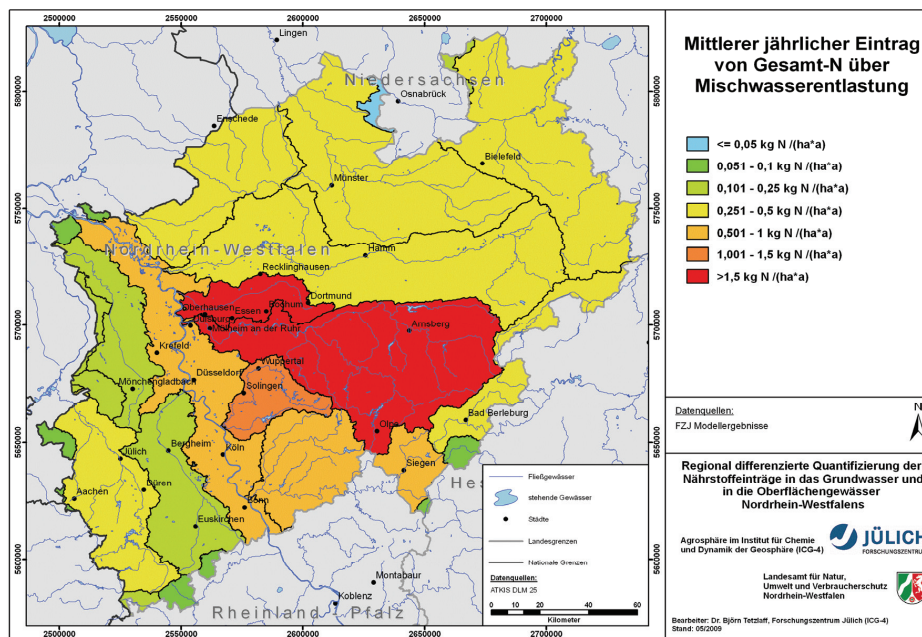


Abbildung 10-33: Mittlerer jährlicher N-Eintrag über Mischwasserentlastung

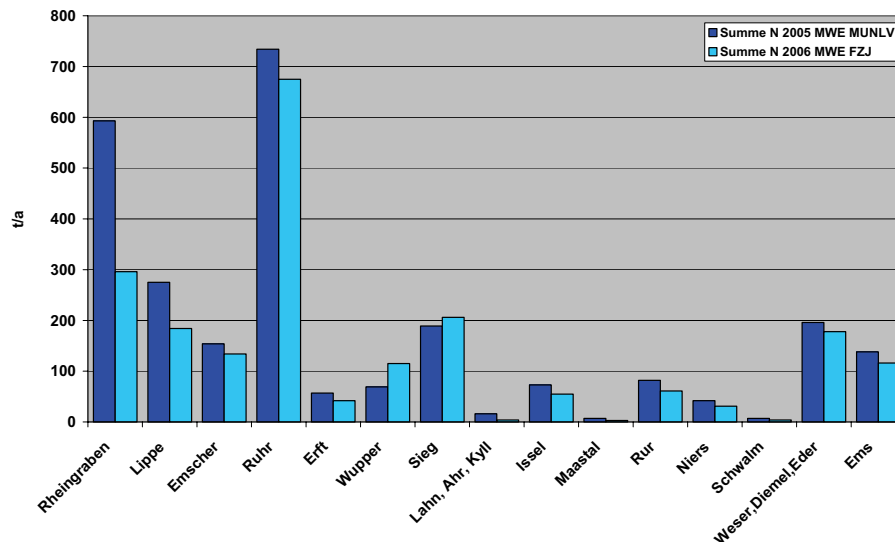


Abbildung 10-34: Vergleich von Modellergebnissen zu N-Einträgen über Mischwasserentlastung zwischen Modell MEPhos und Angaben in MUNLV (2006) für Flussgebiete in NRW

10.5 Mittlere N-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen

In den vorangegangenen Kapiteln wurden nicht nur die der Modellierung vorangegangene Datenaufbereitung, sondern auch die Ergebnisse zum mittleren N-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in Kapitel 10.6 zu einer Synthese zusammengefasst, wobei sowohl die Gesamtbelastung als auch die relative Bedeutung der verschiedenen Pfade für den Gesamteintrag in Nordrhein-Westfalen aufgezeigt werden soll. Mit den eingesetzten Modellen wurde ein mehrjähriger mittlerer N-Gesamteintrag von ca. 117.000 t für NRW berechnet.

Abbildung 10-35 gibt einen Überblick über die unterschiedliche Bedeutung der Eintragspfade für den Gesamteintrag von N in NRW. Danach sind N-Einträge aus dem urbanen Raum (Mischwasserentlastung und Direktabfluss von versiegelten Flächen bzw. Trennkanalisation) von untergeordneter Bedeutung. Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie über Dräna- gen machen jeweils etwa 18 % aus. Der größte Anteil gelangt jedoch über natürlichen In- terflow in die Oberflächengewässer (30 %), gefolgt von N-Einträgen über das Grundwasser (26 %).

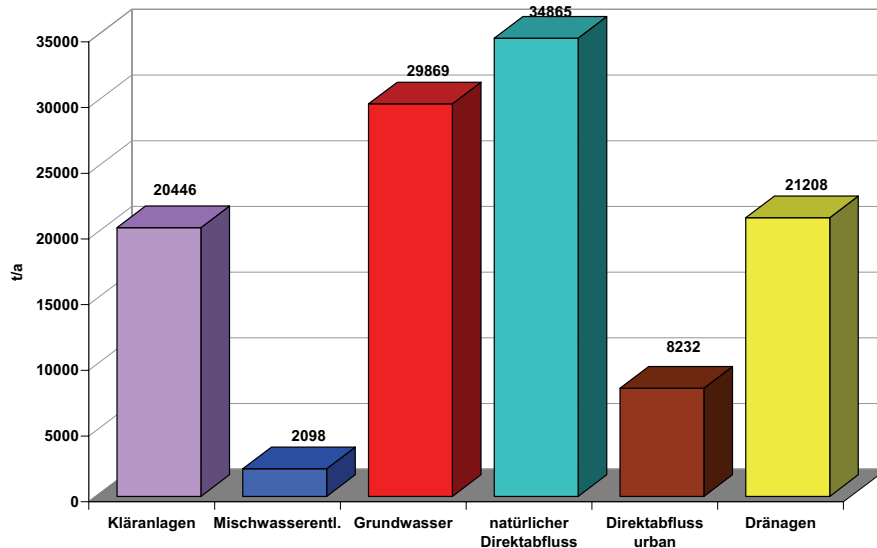


Abbildung 10-35: Gesamte N-Einträge in NRW, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden

10.6 Validierung der modellierten diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer

Für die Validierung der für NRW modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen N-Einträge in die Oberflächengewässer standen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und N-Konzentration) von 22 Einzugsgebieten zur Verfügung. Die Frachtberechnung erfolgte nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998), Details können Tetzlaff et al. (2008b) entnommen werden.

Zur Validierung wurden die N-Einträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade summiert und die Retention im Gewässer ermittelt. Hierzu wurden die von Behrendt & Opitz (2000) veröffentlichten Algorithmen angewendet. Bei den betrachteten Einzugsgebieten liegt die Retention von N im Gewässer danach zwischen 50 % und 80 % der eingetragenen Fracht. Der Mittelwert liegt bei ca. 71 %. Die Beträge für die N-Retention im Gewässer wurden von der Summe der Einträge subtrahiert. Das Ergebnis zeigt Abbildung 10-36.

Wie Abbildung 10-36. zeigt, ist die Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten sehr zufriedenstellend, was sich auch im Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,97$ widerspiegelt.

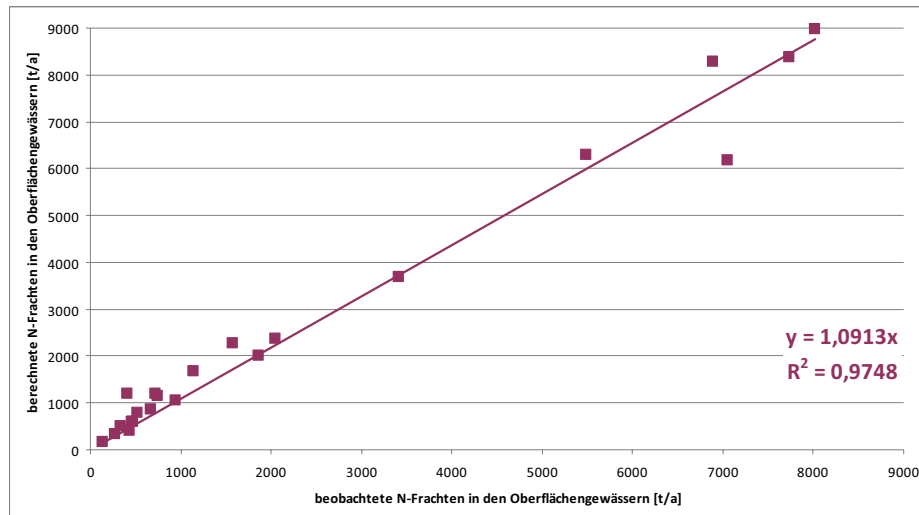


Abbildung 10-36: Vergleich der modellierten N-Einträge in die Vorfluter aus dem Direktabfluss- und dem Grundwasserabfluss – unter Berücksichtigung der Punkteinträge und der gewässerinternen Retention – mit den gemessenen N-Frachten in Oberflächengewässern

11. Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus punktförmigen und diffusen Quellen

In diesem Kapitel werden die berechneten P-Einträge in die Vorfluter über die einzelnen Austragungspfade dargestellt. Die Genauigkeit der modellierten mittleren P-Einträge wird anhand einer Validitätsüberprüfung mit Gesamtfrachten überprüft, die aus Messdaten ermittelt wurden. Dies setzt voraus, dass P-Einträge aus allen Quellen und über sämtliche Pfade bekannt sind. Nach den Ergebnisdarstellungen zu P-Einträgen über die Pfade Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion, Trennkanalisation, Kläranlagen und Mischwasserentlastung schließt sich diese Validitätsüberprüfung in Kapitel 11.9 an.

11.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

11.1.1 Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Dränagen

In Kapitel 6.1 wurden die für Nordrhein-Westfalen ausgewiesenen fünf Phosphotope zur räumlich differenzierten Modellierung des P-Eintrags über Dränagen bereits dargestellt. Sie integrieren die Parameter „pedogene Sorptionskapazität des Bodens“ und „Landnutzung“, von denen eine maßgebliche Beeinflussung der mittleren Eintragshöhe ausgeht (Tabelle 6-1).

Wie ebenfalls in Kapitel 6.1 bereits ausgeführt wurde, wird die Sorptionskapazität des Bodens aufgrund der Datenlage durch Bodentyp und Bodenart integrativ charakterisiert. Zur Ableitung der Phosphotope werden daher die Datensätze zu den Bodenverhältnissen, den künstlich entwässerten Flächen und zur Landnutzung benötigt, die in den Kapiteln 8.4 ff. sowie 8.3 beschrieben und diskutiert worden sind.

Die Ableitung der Phosphotope erfolgt durch sukzessive Verschneidung der Datensätze zu den Bodenverhältnissen, den künstlich entwässerten Flächen und der Landnutzung gemäß den Angaben in Kapitel 6.1. Im Ergebnis wird die künstlich entwässerte Gesamtfläche NRW in Phosphotope, d. h. typisierte Teilflächen mit definierten Parameter-Kombinationen, disaggregiert. Abbildung 11-1 zeigt die Verteilung der Phosphotope zur Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen. Abbildung 11-1 zeigt, dass gedränte Böden im Norden und Nordwesten von NRW stark verbreitet sind. Vor allem in der Emsniederung dominieren sorptionsschwache gedränte Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Gedränte Lehm Böden herrschen dagegen flächenhaft im Zentralteil des Münsterländer Beckens vor. Im Rheinischen Schiefergebirge sind Flächen mit künstlicher Entwässerung deutlich weniger verbreitet. Hierbei handelt es sich vor allem um gedränte bindige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Ihre Verbreitung ist an Fluss- und Bachniederungen geknüpft, wie die Verbreitungsmuster besonders östlich des Rheins zeigen. Dies gilt vergleichbar für das Auftreten von dränierten Flächen in der Köln-Aachener Bucht (Abbildung 11-1).

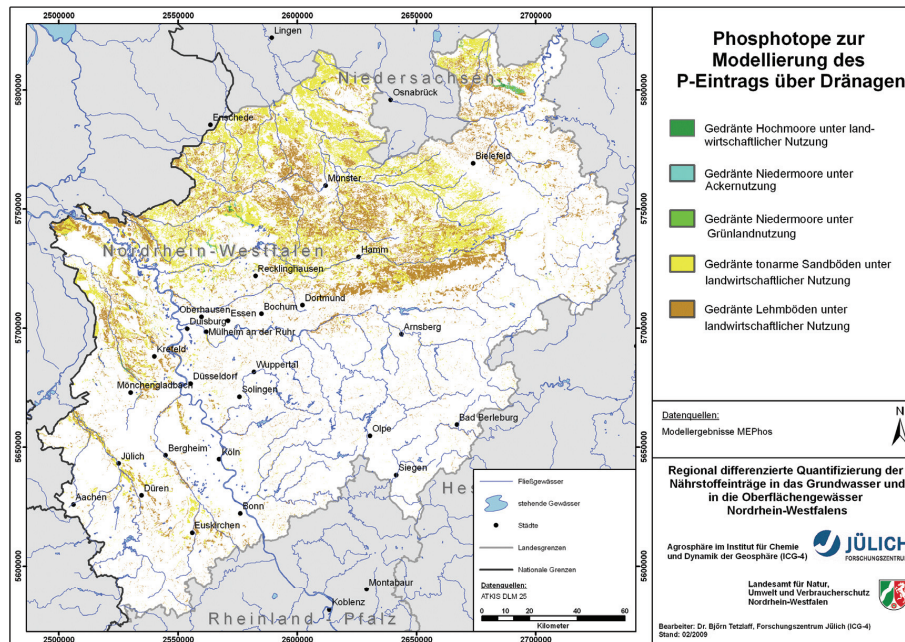


Abbildung 11-1: Phosphotope zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Zur Quantifizierung des P-Eintrags in die Oberflächengewässer über Dränagen werden den Phosphotopen spezifische Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentration von Gesamt-P zugewiesen, die durch Kalibrierung in den Flussgebieten von Ems, Wupper, Ruhr, Sieg und Erft für die Periode 1995-1999 ermittelt werden (Tetzlaff 2006, Tabelle 6-2). Die Kalibrierung stützte sich dabei auf 52 Gütepegel. Die Kalibrierung der Exportkoeffizienten mit Hilfe von mehrjährigen mittleren Jahresfrachten kann sich dabei nur innerhalb der Schwankungsbreite bewegen, die die Referenzwerte der Literatur vorgeben, um sicherzustellen, dass auch bei einem größtmöglichen „Fit“ realistische Exportkoeffizienten ermittelt werden. Die Referenzwerte der Literatur wurden in deutschen Untersuchungen für Naturräume ermittelt, die mit dem Projektgebiet vergleichbar sind (Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirge der „alten“ Bundesländer). Damit soll gewährleistet sein, dass der Kalibrierung ähnliche Klima-, Boden- und Bearbeitungsverhältnisse zu Grunde liegen. Wie Tabelle 6-2 zeigt, stimmen die kalibrierten P-Konzentrationen gut mit den in der Literatur genannten Schwankungsbreiten überein.

Die Modellierung des P-Eintrags über Dränagen in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ erfolgt durch multiplikative Verknüpfung der den Phosphotopen zugewiesenen Exportkoeffizienten in der Einheit mg/l und der mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA flächendifferenziert berechneten Dränabflusshöhe in mm auf Rasterbasis. Die mittlere Dränabflusshöhe wurde hierzu anhand der Karte künstlich entwässerter Flächen (Abbildung 8-13) und der zugewiesenen Dränabflussanteile aus dem Gesamtabfluss berechnet (Abbildung 9-2). Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Dränagen zeigt Abbildung 11-2.

11.1.2 Ergebnisse

Aus der multiplikativen Verknüpfung der Exportkoeffizienten, die den Phosphotopflächen zugewiesen wurden, mit der flächendifferenziert berechneten langjährigen mittleren Dränabflusshöhe resultiert die Karte des mittleren Eintrags von Gesamt-P über Dränagen (Abbildung 11-2).

In der Karte des P-Eintrags über Dränagen (Abbildung 11-2) treten die landwirtschaftlich genutzten Sand- und Lehm Böden im Norden NRWs mit Einträgen bis zu 0.5 kg/(ha·a) als Belastungsschwerpunkte hervor. Verglichen mit den in Tabelle 6–2 angegebenen Wertespans markiert dieser Wert das obere Ende der für gedränte Lehm Böden festgestellten P-Einträger über Dränagen. Verantwortlich hierfür sind die generell intensive Dränung und die relativ hohen Dränabflussspenden. Einträge über 1 kg/(ha·a) treten in Form von Einzelflächen überwiegend im Ems-Einzugsgebiet auf und entstammen landwirtschaftlich genutzten Hochmoor- bzw. Niedermoorflächen. Ihre Bedeutung für den gesamten P-Eintrag über Dränagen in NRW ist ausgesprochen gering. Ein gänzlich anderes Bild zeigt die Karte des Eintrags über Dränagen im Rheinischen Schiefergebirge und in der Köln-Aachener Bucht sowie am linken Niederrhein. Einerseits ist der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an der Landnutzung niedriger als im Norden NRWs, was auch für den gedränten Anteil an der Landwirtschaftsfläche gilt. Andererseits ist das Sorptionsvermögen der dominierenden Phosphotope aus z.T. ton- und schluffreichen Lehm Böden grundsätzlich größer, sodass sich hier v. a. geringe Einträge von weniger als 0,1 kg/(ha·a) ergeben.

Insgesamt kann jedoch festgehalten werden: Als Schwerpunkte des Eintrags über Dränagen

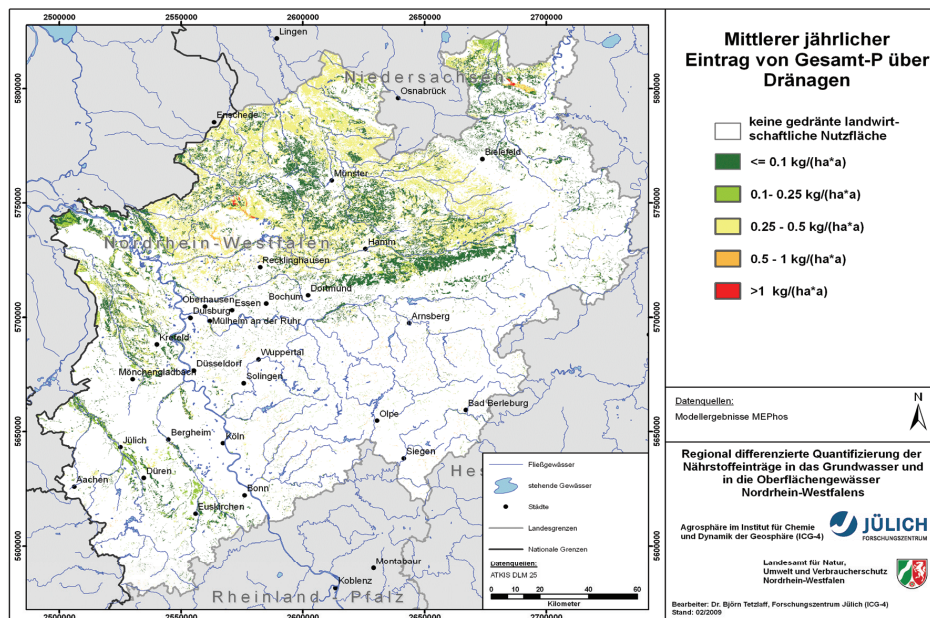


Abbildung 11-2: Mittlerer jährlicher Eintrag von Gesamt-P über Dränagen

zeigen sich ausschließlich Flächen mit geringer bodenbedingter Sorptionskapazität, landwirtschaftlicher Nutzung, die eine P-Zufuhr durch Düngung beinhaltet und gleichzeitig hoher Dränabflussspende. Diese Kennzeichen treffen in der genannten Kombination v. a. auf gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche im Ems-Einzugsgebiet zu. Die mittlere P-Belastung liegt bei 0,21 kg/(ha·a), die Summe aller Einträge über Dränagen beträgt 127 t/a.

11.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss

Zur differenzierten Abbildung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss wurden vier unterschiedliche Phosphotope definiert (Tabelle 6-4). Sie integrieren die Parameter Landnutzung sowie Sorptionskapazität des Bodens, von denen eine maßgebliche Beeinflussung der mittleren Eintragshöhe ausgeht. Die Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss erfolgt anhand der multiplikativen Verknüpfung von Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentrationsangaben und der mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA flächendifferenziert berechneten mittleren Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses. Dies setzt voraus, dass den definierten Phosphotopen spezifische Exportkoeffizienten zugewiesen werden. Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss zeigt Abbildung 11–3.

Mit 0,1-0,15 kg/(ha·a) leicht erhöht sind die Einträge aus lehmigen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Dies wird auf erhöhten Makroporenfluss zurückgeführt, wodurch in a priori sorptionsstarken Böden weniger P aus dem Sickerwasser sorbiert wird. Für den überwiegenden Teil NRW werden geringe P-Einträge zwischen 0,02 und 0,05 kg/(ha·a) berech-

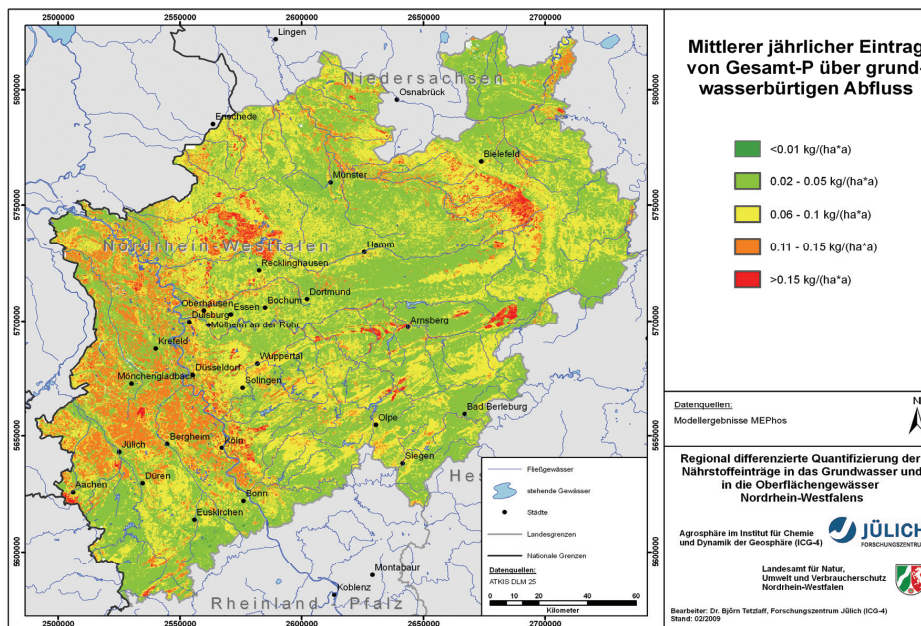


Abbildung 11-3: Mittlere P-Einträge über grundwasserbürtigen Abfluss in NRW

net, die die geogene Hintergrundlast widerspiegeln. Erhöhte Einträge über 0,15 kg/(ha·a) sind v. a. Folge hoher Grundwasserneubildungsraten. Die mittlere P-Belastung liegt bei 0,06 kg/(ha·a), die Summe aller Einträge über grundwasserbürtigen Abfluss beträgt 201 t/a.

11.3 Mittlere P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Die Gebietskulisse für die Ermittlung von P-Einträgen über Erosion ist die Ackerfläche nach ATKIS-DLM 25. Aufgrund ihrer geringen Erosionsanfälligkeit bleiben Grünlandflächen außer Betracht. Aufgrund der Datenlage kann mit Blick auf die Erosionsrelevanz keine weitere Differenzierung der Ackerfläche vorgenommen werden, z. B. in Stilllegungsflächen mit Brache oder nachwachsenden Rohstoffen (vgl. Tetzlaff et al. 2008a). Angesichts der hohen Sensitivität der Reliefparameter (Abbildung 6-2) für die Bodenabtragshöhe und in Anbetracht der guten Datenlage (DGM 5) wird die Modellierung der Erosion und des partikulären P-Eintrags mit einer Auflösung von 10·10 m² durchgeführt.

11.3.1 Aufbereitung der Eingangsdaten und Ermittlung der zum partikulären P-Eintrag beitragenden Flächen

Die Berechnung der mittleren Erosionsgefährdung nach der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung erfordert die Bereitstellung der Einzelfaktoren R, K, S, L und C in Form flächendeckender Datensätze und ihre multiplikative Verknüpfung im GIS. Der die Auswirkungen von Erosionsschutzmaßnahmen beschreibende Faktor P bleibt bei der Berechnung des potenziellen Bodenabtrags für großskalige Gebiete außer Betracht, da auf dieser Maßstabsebene keine Daten verfügbar sind.

Für NRW liegen für die Faktoren R und K Datensätze des Geologischen Dienstes (GD NRW) vor. Die vom GD NRW bereit gestellten R-Faktoren basieren auf einer Beziehung, die an 65 Niederschlagsstationen in Nordrhein-Westfalen mit hochauflösenden Zeitreihen über mindestens 10 Jahre ermittelt wurde (GLA NRW 2000). Der enge statistische Zusammenhang zwischen den berechneten R-Faktoren und der Höhe des Sommerniederschlags wird durch die folgende Regressionsgleichung dargestellt:

$$R = 0,2402 \cdot N_{So} - 39,7 \quad (\text{Korrelationskoeffizient } r = 0,920) \quad \text{Gl. 31}$$

mit: N_{So} = mittlerer Niederschlag im Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober).

Abbildung 11-4 zeigt die Verteilung des R-Faktors in NRW. Die Höhe des R-Faktors bewegt sich zwischen 43 und 146 bei einem Mittelwert von 67. Wie aus Abbildung 11-4 ersichtlich ist, erhalten niederschlagsreiche Gebiete wie die Bergländer überdurchschnittlich hohe R-Faktoren, während Flachlandregionen im Lee, z. B. der Zentralteil der Köln-Aachener Bucht, unterdurchschnittliche R-Faktoren erhalten.

Der Bodenerodibilitätsfaktor K wurde vom GD NRW aus den Bodenartangaben der BK 50 gemäß den Vorgaben von Schwertmann et al. (1990) bestimmt. Als Maß für die bodenspezi-

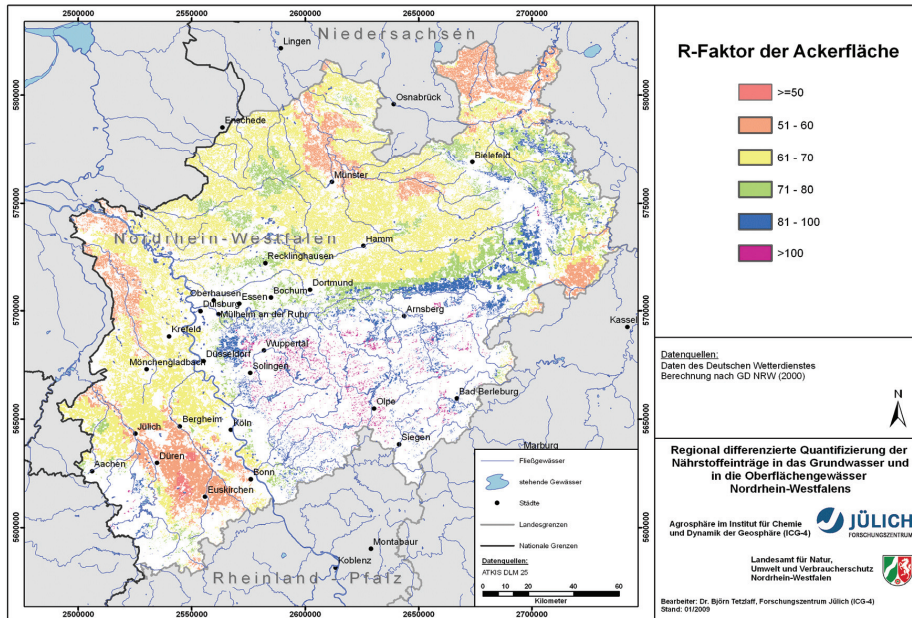


Abbildung 11-4: R-Faktor der erosionsgefährdeten Anbaufläche

fische Erodierbarkeit setzt sich der K-Faktor aus den Teilfunktionen Kb (Bodenart), Kh (Humusgehalt) und Ks (Steinbedeckung) zusammen. Die einzelnen Faktoren wurden Schätzta-bellen entnommen und multiplikativ miteinander verknüpft (GLA NRW, 2000). Das Ergebnis ist in Abbildung 11-6 zu sehen. Die K-Faktoren für Ackerflächen in NRW bewegen sich zwischen 0,02 und 0,79 bei einem Mittelwert von 0,39. Damit ist die gesamte Bandbreite an Bodenarten bzw. Kb-Faktoren in NRW abgedeckt. Sehr niedrige Werte werden tonreichen Standorten zugewiesen, dann folgen sandreichere bzw. lehmige Standorte. Hohe K-Faktoren über ca. 0,45 sind auf schluffreichen Standorten zu finden. Entsprechend ist die Verbreitungsgrenze zwischen sandigen und lehmigen bzw. lössreichen Böden im Kartenbild gut zu erkennen.

Bodenbedeckungsfaktoren (C-Faktoren) standen für Nordrhein-Westfalen nicht zur Verfügung. Sie wurden für Gemeinden auf der Grundlage der amtlichen Agrarstatistik abgeleitet. Dabei wurde die Methode von Auerwald & Schröder (2001) angewandt. Die genannte Methode geht davon aus, dass Hackfruchtanbau grundsätzlich mit konservierender Bodenbearbeitung durchgeführt wird. Dies kann für die gesamte Landesfläche Nordrhein-Westfalens nicht verallgemeinert werden. Daher wurde in Gemeinden mit hohem Hackfruchtanteil der C-Faktor unter Verwendung von Literaturdaten erhöht (Frede & Dabbert 1999, Müller 2004). Da Gemeinden mit hohem Hackfruchtanteil v. a. im Flachland liegen, bleiben die Auswirkungen auf die Bodenabtragshöhe etc. letztendlich gering. Abbildung 11-5 zeigt die Karte der C-Faktoren für die Ackerfläche in NRW.

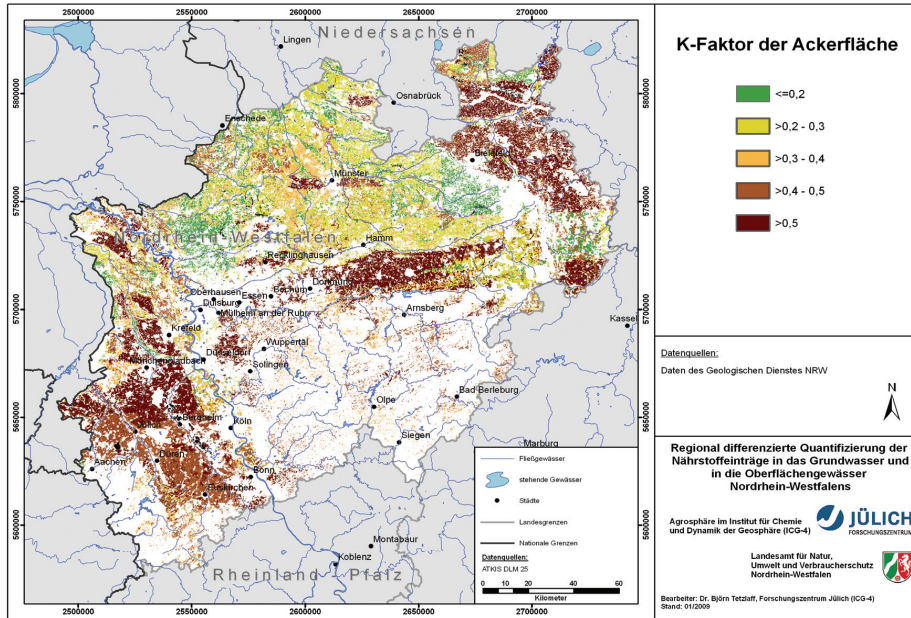


Abbildung 11-5: K-Faktor der erosionsgefährdeten Anbaufläche

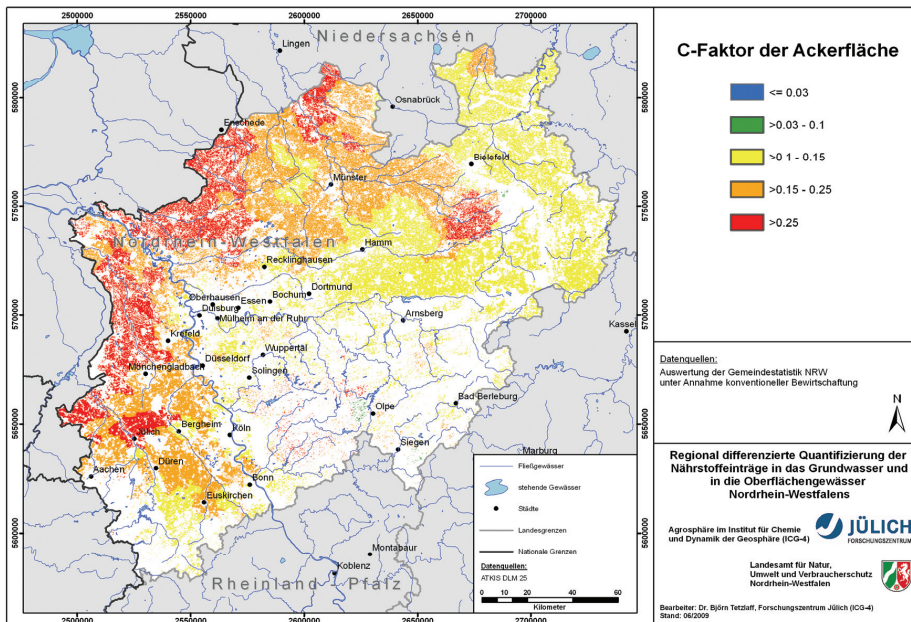


Abbildung 11-6: C-Faktor der erosionsgefährdeten Anbaufläche

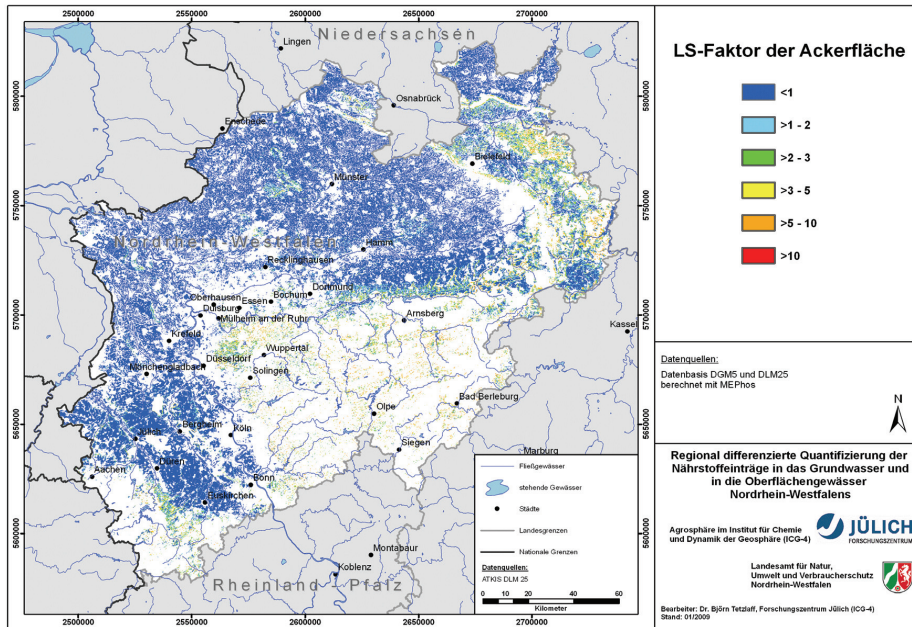


Abbildung 11-7: LS-Faktor der erosionsgefährdeten Anbaufläche

Die für NRW ermittelten C-Faktoren schwanken zwischen 0,08 und 0,45 bei einem Mittelwert von 0,18 (Abbildung 11-5). Überdurchschnittliche C-Faktoren werden großräumig für Ackerflächen in Gemeinden mit hohem Hackfruchtanteil ausgewiesen, d. h. Köln-Aachener Bucht, Niederrhein sowie Einzugsgebiete der Issel, Vechte und Ems. Unterdurchschnittliche Werte zeigt Abbildung 11-5 für reliefierte Gebiete, z. B. Nordeifel, Sauerland, Weserbergland.

Wie in Kapitel 6.3 bereits dargelegt, erfolgt die Ermittlung des Hanglängen- und des Hangneigungsfaktors im Modells MEPhos kombiniert als LS-Faktor. Dieser wird für NRW aus dem DGM 5 (10·10 m²) unter Berücksichtigung der Verkehrswege als linearer Fließbarriere nach Moore & Wilson (1992) im GIS berechnet. Das Ergebnis zeigt Abbildung 11-7.

11.3.2 Ergebnisse

Abbildung 11-8 zeigt die sich ergebende mittlere jährliche Erosionsgefährdung von Ackerflächen in NRW. Die Einflüsse des Reliefs und der regional variierenden Dominanz des Ackers unter den Nutzungstypen werden deutlich sichtbar. Die Erosionsgefährdung in NRW weist große regionale Unterschiede auf: Trotz räumlicher Dominanz von Ackernutzung und Hackfruchtanbau im Norden und Westen NRWs ist die Erosionsgefahr aufgrund der geringen Hangneigung von meist <2 % vernachlässigbar. Geringe Erosionsgefahren in Höhe von meist <1 t/(ha·a) werden für kleinräumige Erhebungen am Rande des Flachlands ausgewiesen (Abbildung 11-8). Hohe Erosionsgefahren gehen mit starker Hangneigung einher und sind auf größeren Flächen im Mettmanner Löss-Hügelland sowie im Weserberland anzutreffen. Im Sauerland und Siegerland, untergeordnet auch in der Nordeifel, sind die stark erosi-

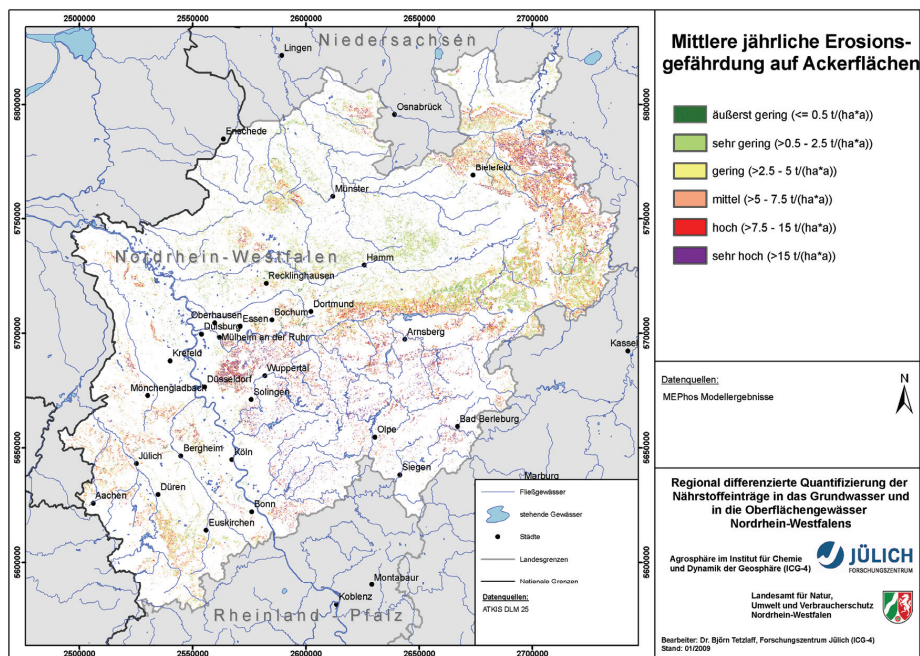


Abbildung 11-8: Mittlere jährliche Erosionsgefährdung von Ackerflächen

onsgefährdeten Flächen kleinräumiger, da hier Grünland und Wald die dominierenden Nutzungstypen sind. Der Mittelwert des modellierten Bodenabtrags beträgt ca. $7,7 \text{ t/(ha}\cdot\text{a)}$.

Tabelle 11-1: Häufigkeit der Erosionsgefährdungsklassen und Anteil des gesamten Bodenabtrags pro Erosionsgefährdungsklasse

Erosionsgefährdung [t/(ha·a)]	Anteil an erosionsgefährdeter Anbaufläche [absolut km²]	Anteil an erosionsgefährdeter Anbaufläche [%]	Summe des potenziellen Bodenabtrags [1000 t/a]	Anteil des potenziellen Bodenabtrags [%]
$\leq 0,5$	131	5	1,5	<1
$>0,5 - 2,5$	780	27	120	5
$>2,5 - 5$	688	24	249	11
$>5 - 7,5$	382	13	235	11
$>7,5 - 15$	508	18	537	24
>15	388	13	1.066	48
-	~2.877	~100	2.208	~100

Tabelle 11-1 schlüsselt den Bodenabtrag nach Klassen und Flächenanteilen auf. Die Klasse der Flächen mit einer Abtragsgefährdung von $>15 \text{ t/(ha}\cdot\text{a)}$ hat mit 48 % den größten Anteil am gesamten potenziellen Bodenabtrag und mit 13 % einen vergleichsweise geringen Flächenanteil. Im Hinblick auf kosteneffektive Minderungsmaßnahmen bietet sich eine Fokus-

sierung auf diese Flächen an, da hier große Reduzierungen des Bodenabtrags bei gleichzeitig relativ geringer Flächeninanspruchnahme erzielt werden können.

Tabelle 11-2: Literaturwerte zum Bodenabtrag

Bodenabtrag [t/(ha·a)]	Landschaft	Quelle
4,3	Hessen (21.000 km ²)	Tetzlaff et al. (2009a)
7,9	Einzugsgebiet der Urftalsperre (373 km ²)	Tetzlaff et al., (2009b)
5,6	Einzugsgebiet des Kraichbachs (160 km ²)	Butz (2005)
7,5	Teilgebiet des südniedersächsischen Berg- und Hügellands (ca. 20 km ²) - Geländemessung	Duttmann (1999)
10,5	Teilgebiet des südniedersächsischen Berg- und Hügellands (ca. 20 km ²) - ABAG-Berechnung	Duttmann (1999)
3,3	Bodensee-Einzugsgebiet	Prasuhn et al. (1996)
2,4	Bayern - unter Berücksichtigung von konservierender Bodenbearbeitung und mehrjährigen Fruchtfolgen	Stumpf & Auerswald (2006)
8,7	Deutschland, „alte Bundesländer“	Werner et al. (1991)

Da sich Bodenabtrag ohne großen experimentellen Aufwand nicht messen lässt, liegen in diesem Projekt keine Messwerte vor, um den modellierten Bodenabtrag validieren zu können. Daher werden Vergleichswerte aus der Literatur herangezogen, um die Größenordnung der Modellergebnisse einschätzen zu können (Tabelle 11-2). Die zum Vergleich mit den Modellergebnissen der ABAG für NRW herangezogenen Literaturwerte (Tabelle 11-2) bestätigen die Größenordnung der MEPhos-Ergebnisse in Höhe von 7,7 t/(ha·a). Dieser Mittelwert versteht sich in NRW bei einer Betrachtung des Erosionsgeschehens unter Ausschluss der Ackerflächen mit einer Hangneigung ≤ 2 %. Höhere Abträge werden in der Literatur für stärker reliefierte oder lössbedeckte Regionen angegeben. Niedrigere Werte werden bei Berücksichtigung konservierender Anbauverfahren ermittelt (Tabelle 11-2). Für NRW wurden C-Faktoren unter der Annahme konventioneller Bewirtschaftung ermittelt (s.o.).

Um beurteilen zu können, welcher Anteil des flächenhaften Bodenabtrags auch tatsächlich in die Fließgewässer übertritt, muss das Sedimenteintragsverhältnis bestimmt werden. Wie in Kapitel 6.3 ausgeführt, wird hierzu ein Ansatz unter Berechnung von Fließwegen gewählt, die im GIS aus dem hoch aufgelösten DGM 5 abgeleitet werden. Zur Erfassung der zum Sedimenteintrag beitragenden Ackerflächen wurden die im GIS ermittelten Fließwege mit 60 m breiten Streifen versehen (je 30 m links und rechts der Tiefenlinie). Diese Pufferbreite wird von Sommer & Murschel (1999), Huber & Behrendt (1997) sowie Fried et al. (2000) empfohlen. Diejenigen Bodenabtragsflächen, die im 2·30 m breiten Streifen liegen, werden als Sedimentliefergebiete und damit als P-emittierende Teilflächen angesehen. Nach dieser Methode ergibt sich für NRW, dass 14 % der Erosionsfläche gleichzeitig an Oberflächengewässer angeschlossen ist. Für den Sedimenteintrag ergibt sich ein Mittelwert von 15 %, d. h. lediglich 15 % des gesamten Bodenabtrags treten auch als Sediment in ein Oberflächengewässer über. Um die Qualität dieser Ergebnisse zu überprüfen und damit Aussagen zur Genauigkeit des angewandten Verfahrens zur Bestimmung des Sedimenteintrags treffen zu können, werden zum Vergleich ebenfalls Literaturangaben herangezogen.

Tabelle 11-3: Literaturwerte zum Sedimenteintrags-Verhältnis

Sedimenteintragsverhältnis [%]	Landschaft	Quelle
19	Einzugsgebiet der Urftalsperre	Tetzlaff et al. (2009b)
0,5 - 78, Mittelwert 18	Hessen	Tetzlaff et al. (2009a)
8	„alte“ Bundesländer	Werner et al. (1991)
30	Bodensee-Einzugsgebiet	Prasuhn et al. (1996)
20	Kanton Bern	Prasuhn & Braun (1994)
10 - 20	Berner Mittelland	Mosimann et al. (1991)
12	Kraichbach-Einzugsgebiet	Butz (2005)
28	Teilgebiet des südniedersächsischen Berg- und Hügellands	Duttmann (1999)
3 - 29	Einzugsgebiete von Ems und Teilen des Rheins	Tetzlaff (2006)

Aus Tabelle 11-3 kann geschlossen werden, dass die mit dem Modell MEPhos auf Basis gepufferter Fließwege abgeleiteten Sedimenteintragsverhältnisse in ihrer Größenordnung sehr gut mit Literaturangaben übereinstimmen, die für größere, naturräumlich unterschiedlich ausgestattete Untersuchungsgebiete recherchiert werden konnten. In einer gemeinsamen Studie zwischen dem Forschungszentrum Jülich und dem Wasserverband Eifel-Rur für das Einzugsgebiet der Urftalsperre in NRW konnte mit einem vergleichbaren Modellansatz gezeigt werden, dass der berechnete erosionsbedingte Sedimenteintrag gut mit der aus Messdaten ermittelten Sedimentfracht bei Starkregenverhältnissen übereinstimmt (Tetzlaff et al., 2009b).

Wie aus Gl. 20 hervorgeht, sind zur Berechnung des mittleren P-Eintrags über Erosion neben der Sedimenteintragshöhe auch Daten zum Gesamt-P-Gehalt im Oberboden und zum Anreicherungsverhältnis erforderlich. Da keine ausreichenden Daten zur Berechnung dieser Informationen zur Verfügung standen bzw. die ermittelten Oberbodengehalte als zu niedrig eingeschätzt wurden, mussten für beide Eingangsdaten Pauschalansätze gewählt werden (Kapitel 6.3). Das Ergebnis der Berechnung zum P-Eintrag über Erosion wird in der nächsten Karte dargestellt (Abbildung 11-9).

Nach Abbildung 11-9 erreichen langjährige mittlere erosionsbürtige P-Einträge in NRW eine Höhe zwischen $<0,1$ und >10 kg/(ha·a) bei einem Mittelwert von ca. 11 kg/(ha·a). Der Gesamteintrag von P über Erosion beträgt ca. 530 t/a. Die zum partikulären P-Eintrag beitragenden Flächen sind grundsätzlich gekennzeichnet durch eine geringe räumliche Ausdehnung bei teilweise stark variierender Eintragshöhe. Die im Kartenbild deutlich zu erkennende Kleinflächigkeit der Areale erklärt sich aus der Disaggregation der erosionsgefährdeten Fläche nach ABAG und ihrer Verschneidung mit gepufferten Fließwege- und Gewässernetzen sowie der Verwendung räumlich hoch aufgelöster Datensätze (Kapitel 6.3 u. 11.3.1). Das Auftreten partikulärer P-Einträge zeichnet im Untersuchungsgebiet diejenigen Teilregionen nach, in denen erhöhte Reliefenergie bzw. Löss auftreten. So treten überdurchschnittliche P-Einträge großräumig im Mettmanner Löss-Hügelland, im Haarstrang sowie im Weser-Bergland auf. Wenn es dagegen in Niederungsbereichen kleinräumig zu Erosion kommt, liegen die P-Einträge meist unter 2 kg/(ha·a).

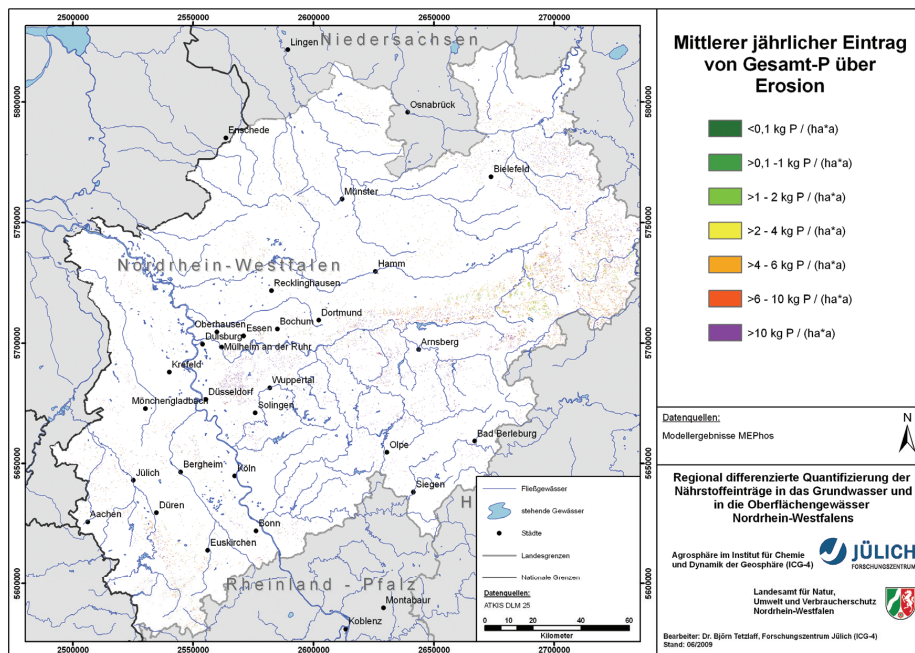


Abbildung 11-9: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Erosion in NRW

Tabelle 11-4: Anteil des P-Eintrags über Erosion und Anteil der Liefergebiete an gesamter Sedimentlieferfläche

Potenzieller Sedimenteintrag [t/(ha·a)]	Anteil an Sedimentlieferfläche [absolut km²]	Anteil an Sedimentlieferfläche [%]	Summe des P-Eintrags [t/a]	Anteil des P-Eintrags [%]
≤ 0,5	50	12	<1	<1
>0,5 - 2,5	93	23	22	4
>2,5 - 5	80	20	45	9
>5 - 7,5	48	12	46	9
>7,5 - 15	68	17	113	21
>15	64	16	304	57
-	~403	~100	~530	~100

Tabelle 11-4 zeigt die Anteile der Sedimentlieferflächen sowie die emittierten partikulären P-Einträge nach Klassen des Sedimenteintrags. Um Einträge von Gesamt-P in NRW zu reduzieren, könnten Maßnahmen z. B. auf diejenigen Sedimentlieferflächen fokussiert werden, von denen mehr als 15 t/(ha·a) Bodenabtrag ausgehen. Diese Flächen machen nach Tabelle 11-4 lediglich 16 % aller Sedimentlieferflächen aus. Die von ihnen emittierten P-Einträge liegen jedoch bei 57 % des gesamten partikulären Eintrags.

11.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Zur Ableitung der in Kapitel 6.4 vorgestellten zwei Phosphotope zur Modellierung des Eintrags über Abschwemmung werden die folgenden Datensätze miteinander verschnitten: zum Oberflächenabfluss beitragende Flächen, mittlere Oberflächenabflusshöhe, Bodentypen, Landnutzung und Höhendaten. Als Ergebnis dieser Verschnidungen wird die landwirtschaftliche Nutzfläche des Einzugsgebiets in die Teilflächen disaggregiert, auf denen auch bei mittleren Systemzuständen Oberflächenabfluss entsteht. Um die hydraulische Anbindung der abflussbeitragenden Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung sicherzustellen, müssen aus dem Digitalen Geländemodell DGM 5 Fließwege mittels GIS abgeleitet werden (Kapitel 6.3). Die Anbindung der Flächen an das Tiefenliniennetz wurde bereits in Kapitel 11.3.2 dargelegt.

Die Verschnidung der abflussbeitragenden Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung mit dem gepufferten Fließgewässer- und Fließwegenetz ergibt die Teilflächen, die aufgrund ihrer Eigenschaftskombination als Liefergebiete für P-Einträge über Abschwemmung angesehen werden. Zur Modellierung des P-Eintrags werden den Phosphotopen spezifische Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentration von Gesamt-P zugewiesen, welche durch Kalibrierung ermittelt wurden. Die Modellierung des P-Eintrags in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ erfolgt durch multiplikative Verknüpfung der den Phosphotopen zugewiesenen Exportkoeffizienten in der Einheit mg/l und der mehrjährigen mittleren Oberflächenabflusshöhe in mm auf Rasterbasis. Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Abschwemmung zeigt Abbildung 11-10. Danach bewegen sich die Einträge über den Oberflächenabfluss im

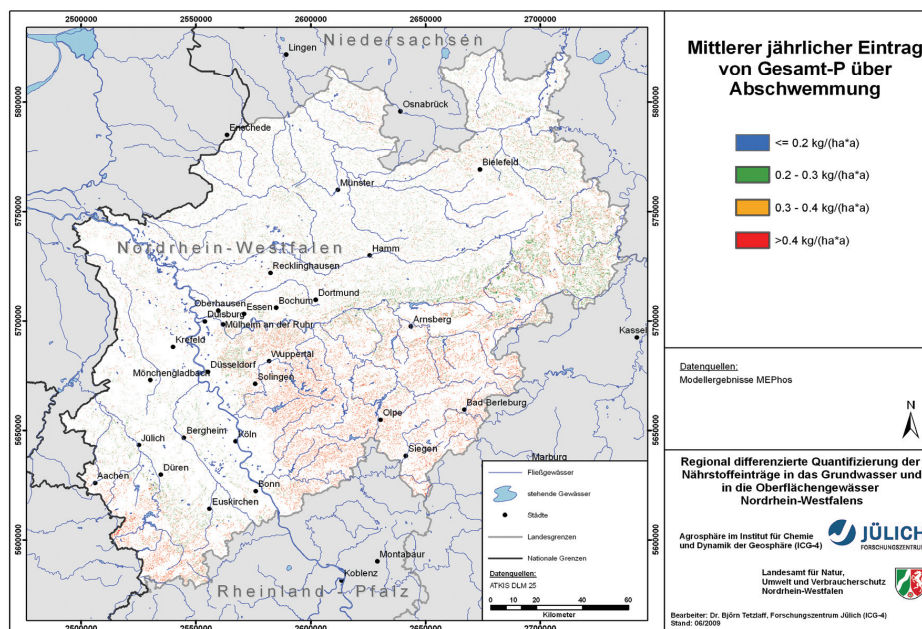


Abbildung 11-10: Mittlere P-Einträge über Abschwemmung

Allgemeines zwischen ca. 0,2 und über 0,4 kg Gesamt-P/(ha·a). Auffallend ist der deutliche Unterschied zwischen dem großflächigen Auftreten erhöhter P-Emissionen in den reliefierten Gebieten mit überwiegender Grünlandnutzung und dem Auftreten geringer P-Emissionen in den Flachlandbereichen mit überwiegender Ackernutzung. Während für die Niederrheinische Bucht P-Einträge von durchgängig $<0,3$ kg/(ha·a) berechnet werden, nehmen diese ostwärts zu. In den Hochlagen des Sauer- und Siegerlandes werden verbreitete P-Einträge über 0,4 kg/(ha·a) modelliert, die hier auf weit verbreitete Grünlandnutzung in Hanglagen und erhöhte Oberflächenabflüsse zurückgehen. Letztere sind auch Folge der hohen Jahresniederschläge. Die mittlere P-Belastung liegt bei 0,56 kg/(ha·a), die Summe aller Einträge über Abschwemmung in NRW beträgt ca. 79 t/a.

11.5 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfracht aus kommunalen Kläranlagen erforderlichen Daten wurden als anlagenbezogene Punktdaten vom LANUV NRW („Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser D-E-A“) zur Verfügung gestellt. Aus dieser Quelle standen Angaben zu Kläranlagenstandort und Einleitungsstelle, Kläranlagengröße, Ausbaugrad, Jahresabwassermenge und gemessene Konzentration Gesamt-P im Ablauf zur Verfügung.

Die bereitgestellten Datenbestände sind sehr umfangreich und erfassen auch Kläranlagen mit teilweise weniger als 1.000 Einwohnerwerten. Das bedeutet räumlich eine Erfassung von Einträgen unterhalb der Gemeindeebene. Die Datensätze wurden in einer Datenbank abge-

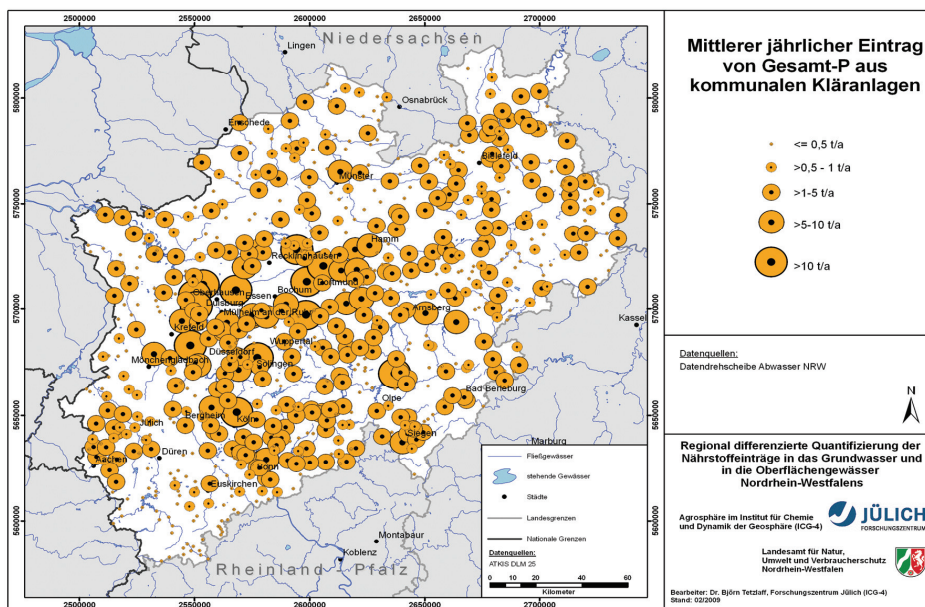


Abbildung 11-11: Mittlere P-Einträge über kommunale Kläranlagen in NRW

legt und eine Zuweisung der Kläranlagenstandorte zu pegelbezogenen Sub-Einzugsgebieten vorgenommen. Nach Harmonisierung der Daten und Speicherung in einer Datenbank war die automatisierte Berechnung mittlerer P-Jahresfrachten möglich. Die Höhe der Einträge ist anlagenspezifisch aus Abbildung 11-11 zu ersehen. Für das Bezugsjahr 2006 sind Daten zu 657 Einleitstellen in NRW vorhanden. Die Summe des P-Eintrags aus kommunalen Kläranlagen beträgt 1.248 t/a.

Abbildung 11-11 zeigt, dass der Eintrag in hohem Maße aus Kläranlagen mit mittleren Emissionen von >1 bis 5 t/a stammt. Darüber hinaus gibt es 9 Anlagen mit Emissionen über 10 t/a. Diese Großkläranlagen befinden sich im Wesentlichen im Ballungsgebiet Rhein-Ruhr mit hohen Bevölkerungsdichten (Abbildung 11-11). Um die Ergebnisse zu P-Einträgen, die aufgrund ihrer Größenordnung eine nach wie vor sehr bedeutsame Quelle darstellen, zu überprüfen, wurden Daten des MUNLV (2006) herangezogen. Einen Vergleich mit den Ergebnissen des MUNLV für Flussgebiete zeigt Abbildung 11-12.

Der Vergleich zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den eigenen Ergebnissen und den Angaben des MUNLV (2006). Insgesamt zeigt sich die Tendenz, dass die Ergebnisse des FZJ leicht unter denen des MUNLV liegen, was auf die leicht voneinander abweichenden Bezugsjahre zurückgeführt wird.

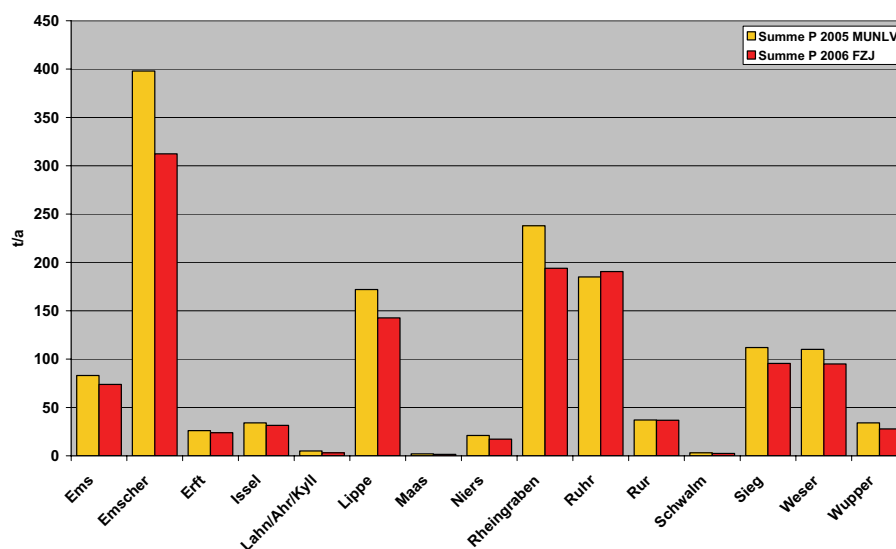


Abbildung 11-12: Vergleich von P-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen für Flussgebiete in NRW zwischen eigenen Ergebnissen und Angaben des MUNLV (2006)

11.6 P-Einträge über Mischwasserentlastung

Der im Modell MEPhos verwendete Berechnungsansatz zur Ermittlung mehrjähriger mittlerer P-Einträge aus Mischwasserentlastungen benötigt als Eingangsdaten die mittlere Direktabflusshöhe (siehe Abbildung 9-6), den Anteil der an die Mischwasserkanalisation angeschlossenen Flächen, das kumulierte Speichervolumen, die Regenabflussspende zur Kläranlage und die mittlere Konzentration von Gesamt-P im Mischwasser bei Starkregen.

Die versiegelte Fläche kann dem ATKIS-Datensatz zur Landnutzung (Abbildung 8-4) entnommen werden. Angaben zu Sonderbauwerken mit Anschluss an Mischsysteme sowie zum Rückhaltevolumen und zur angeschlossenen versiegelten Fläche wurden aus dem Regenbeckenkataster NRW REBEKA anlagenspezifisch bereit gestellt. Abbildung 11-13 stellt die in REBEKA enthaltenen 6.193 Sonderbauwerke des Mischwassersystems und ihre Speichervolumina dar, die in die Modellierung eingeflossen sind.

Nach Aggregation der Bauwerksdaten für Kläranlagen-Einzugsgebiete wurden die mittleren jährlichen P-Einträge über Mischwasserentlastung modelliert, wie unter Kapitel 7.2 beschrieben. Die Ergebnisse wurden in Absprache mit dem Auftraggeber für Flussgebiete summiert, wie in Abbildung 11-14. Wie die Karte zeigt, schwankt der berechnete Eintrag zwischen weniger als 0,03 und mehr als 0,25 kg/(ha·a). Auffallend sind die ausgeprägten räumlichen Unterschiede innerhalb von NRW. Die überdurchschnittlich hohen Einträge in den Einzugsgebieten von Ruhr, Emscher und Wupper sowie im Rheingraben sind auf den hohen Anteil versiegelter Flächen in Kombination mit einem hohen Anteil von Mischwassersystemen (z. B.

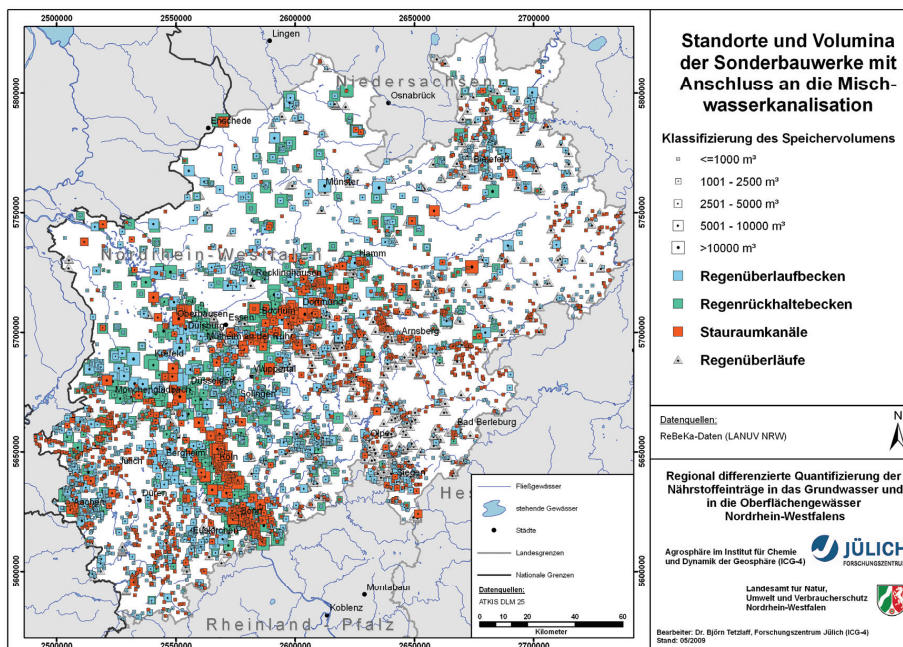


Abbildung 11-13: Standorte und Volumina der Sonderbauwerke mit Anschluss an die Mischwasserkanalisation

Ruhr 62 %) zurückzuführen. Für die Einzugsgebiete von Erft und Rur und insbesondere der Ems gilt das Umgekehrte: Neben einem relativ geringen Anteil versiegelter Flächen ist auch der Anteil des Mischwassersystems sehr gering. Im Einzugsgebiet der Erft beträgt er z. B. lediglich 33 %, im Emsgebiet nur 18 %. (MUNLV 2003).

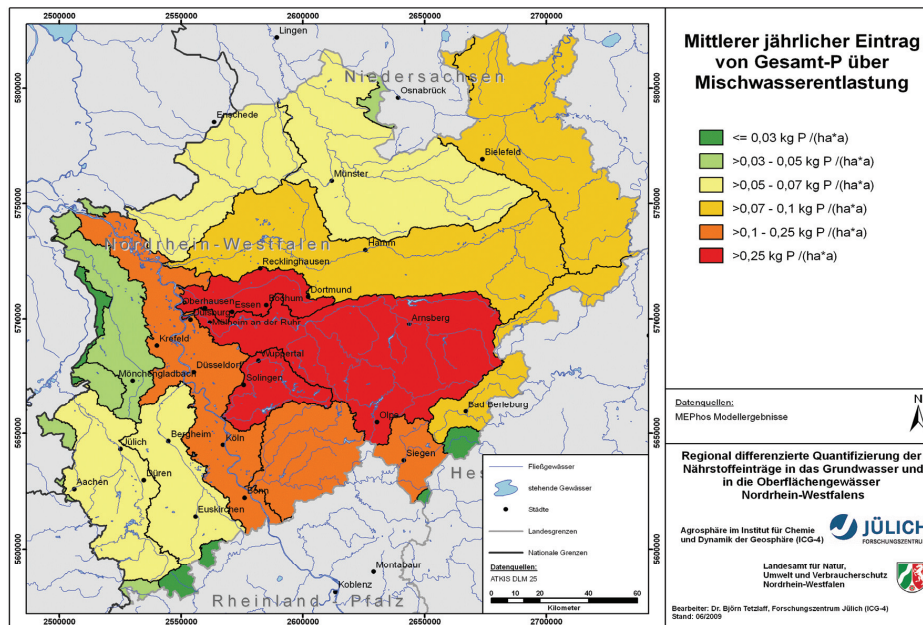


Abbildung 11-14: Mittlere P-Einträge über Mischwasserentlastung

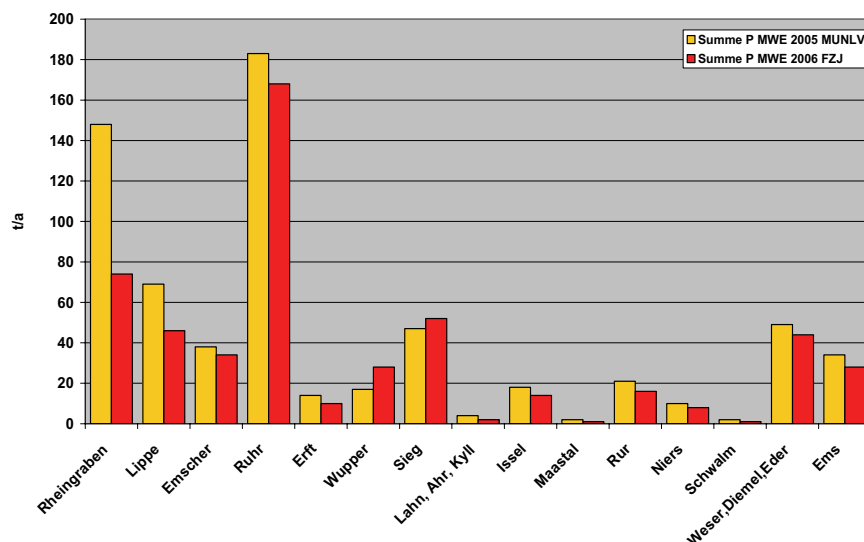


Abbildung 11-15: Vergleich von Modellergebnissen zu P-Einträgen über Mischwasserentlastung zwischen Modell MEPhos und Angaben in MUNLV (2006) für Flussgebiete in NRW

Die Summe des P-Eintrags über Mischwasserentlastung beträgt 525 t/a. Um die Modellergebnisse zu überprüfen, wurden Daten des MUNLV (2006) herangezogen. Einen Vergleich mit den Ergebnissen des MUNLV für Flussgebiete zeigt Abbildung 11-15. Die Vergleichswerte wurden ebenfalls mit Daten des REBEKA und unter Verwendung derselben Konzentration von 2 mg Gesamt-P/l erzeugt. Es gibt jedoch methodische Unterschiede, u.a. die unterschiedliche Abflussgenerierung. Die MEPhos-Ergebnisse basieren auf dem Direktabfluss des Wasserhaushaltsmodells GROWA für urbane Flächen, während bei den Arbeiten des MUNLV ein Abflussbeiwertverfahren zum Einsatz kommt. Der Vergleich zeigt eine insgesamt gute Übereinstimmung zwischen den eigenen Ergebnissen und den Angaben des MUNLV (2006). Größere Abweichungen ergeben sich lediglich für Rheingraben und Lippe. Hier treten größere Abweichungen in den der Modellierung zu Grunde liegenden Daten auf.

11.7 P-Einträge über Trennkanalisationen

Zur Berechnung des P-Eintrags über Trennkanalisation sind Daten über die räumliche Lage versiegelter Flächen, die mittlere mehrjährige Abflusshöhe von diesen Flächen, den Anschlussgrad an Trennkanalsysteme sowie die mittlere Konzentration von Gesamt-P erforderlich. Die Lage versiegelter Flächen wird dem ATKIS-Datensatz zur Landnutzung (siehe Kapitel 8.3) entnommen. Als mittlere Abflusshöhe von versiegelten Flächen wird die mit dem Modell GROWA berechnete Direktabflusshöhe verwendet. Bei ihrer Berechnung werden unterschiedliche Versiegelungsgrade sowohl bei der Ermittlung der realen Verdunstung als auch bei der Separation der Abflusskomponenten berücksichtigt (Kapitel 3.5). Der Zwischenabfluss in urbanen Gebieten wird wegen der eingeschränkten Versickerung auf versiegelten Flächen als vernachlässigbar angesehen, sodass für urbane Gebiete die Direktabflusshöhe weitgehend dem Oberflächenabfluss entspricht.

Angaben zu Sonderbauwerken mit Anschluss an Trennkanalsysteme sowie zum Rückhaltevolumen und zur angeschlossenen versiegelten Fläche wurden aus dem Regenbeckenkataster NRW REBEKA anlagenspezifisch bereit gestellt. Insgesamt lagen Informationen zu 2016 Sonderbauwerken des Trennsystems vor, die in die Modellierung eingeflossen sind. Diese Datenlage wurde ergänzt um Abgleiche mit der Differenz aus der vollständig versiegelten Fläche abzüglich der Flächen, die an Sonderbauwerke des Mischsystems angeschlossen sind. Die Modellierung des mittleren P-Eintrags über Trennkanäle sowie von überörtlichen Straßen erfolgt, wie in Kapitel 7.3 dargelegt. Die auf Wunsch des Auftraggebers für Flussgebiete aggregierten Ergebnisse zeigt Abbildung 11-16.

Die Summe des P-Eintrags über Trennkanäle und von Straßen beträgt 1.118 t/a. Die Größenordnung dieses Modellergebnisses wird durch Berechnungen des MUNLV (2006) bestätigt (1.468 t/a). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Flussgebieten in NRW sind weniger ausgeprägt als bei den Ergebnissen zur Mischwasserentlastung (Abbildung 11-14). Dies rührt daher, dass hier jedoch zusätzlich zur Trennkanalisationsfläche, die sich reziprok zu Mischwasserkanalisationsfläche verhält, die überörtlichen Straßen betrachtet werden. Dies erklärt, warum für Gebiete mit geringem Trennkanalisationsanteil, z. B. Einzugsgebiete der Emscher und Ruhr sowie der Rheingraben, hohe P-Einträge berechnet werden. Umgekehrt

gilt dies z. B. auch für die Ems. Um die Modellergebnisse zu überprüfen, wurden Daten des MUNLV (2006) herangezogen. Einen Vergleich mit den Ergebnissen des MUNLV für Flussgebiete zeigt Abbildung 11-17.

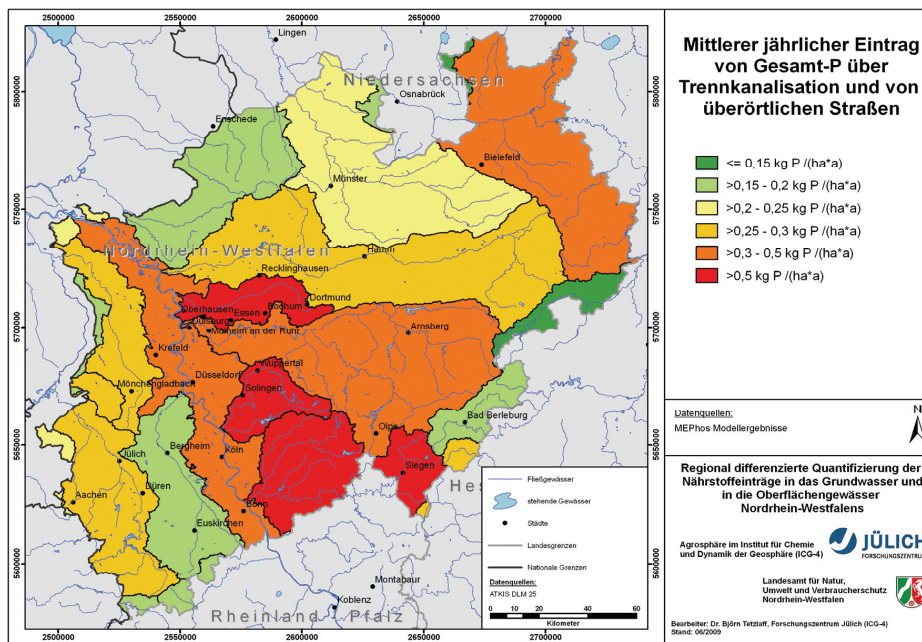


Abbildung 11-16: Mittlere jährliche P-Einträge über Trennkanalisation und von überörtlichen Straßen

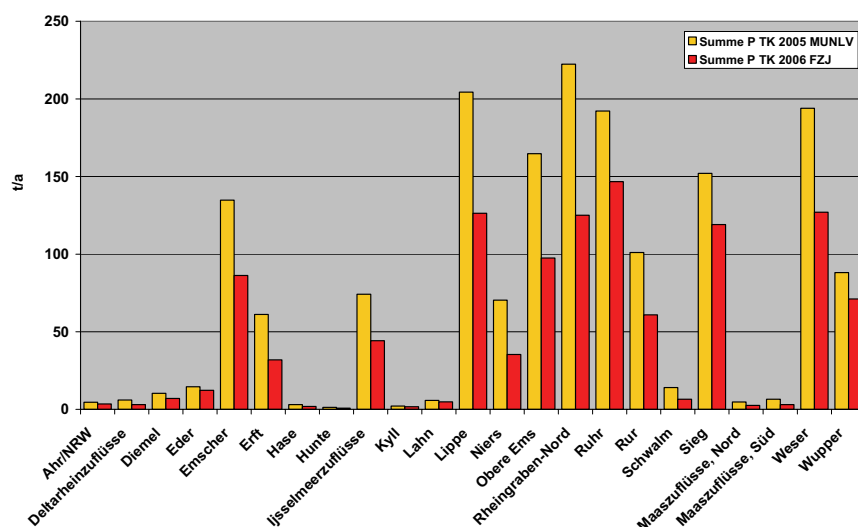


Abbildung 11-17: Vergleich von Modellergebnissen zu P-Einträgen über Trennkanalisation und von überörtlichen Straßen zwischen Modell MEPhos und Angaben in MUNLV (2006) für Flussgebiete in NRW

Die Vergleichswerte wurden ebenfalls mit Daten des REBEKA und unter Verwendung derselben Konzentration von 1 mg Gesamt-P/l erzeugt. Es gibt jedoch methodische Unterschiede, u.a. die unterschiedliche Abflussgenerierung. Die MEPhos-Ergebnisse basieren auf dem Direktabfluss des Wasserhaushaltsmodells GROWA für urbane Flächen, während bei den Arbeiten des MUNLV ein Abflussbeiwertverfahren zum Einsatz kommt. Der Vergleich zeigt insgesamt eine zwar befriedigende Übereinstimmung zwischen den eigenen Ergebnissen und den Angaben des MUNLV (2006). Die MEPhos-Ergebnisse sind jedoch für zahlreiche Flussgebiete um ca. 10 und 40 % niedriger als die Ergebnisse des MUNLV. Mehrere Ursachen für diese systematische Unterschätzung werden vermutet: Unterschiede der verwendeten Niederschlagsreihe, des Regionalisierungsverfahrens, der Abflussmodellierung sowie in vermutlich abweichenden Summen der an Trennkanäle angeschlossenen Flächen. Es war im Rahmen dieses Projekts jedoch nicht möglich, die festgestellten Abweichungen eingehender zu untersuchen.

11.8 Gesamte P-Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen

In den vorangegangenen Kapiteln wurden nicht nur die der Modellierung zu Grunde liegenden Methoden, sondern auch die Ergebnisse zum mittleren P-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in Kapitel 11.8 zu einer Synthese zusammengefasst. Abbildung 11-18 zeigt die relative Bedeutung der sieben verschiedenen Eintragspfade für den Gesamteintrag in NRW.

Mit dem Modell MEPhos wurde ein mehrjähriger mittlerer P-Gesamteintrag von ca. 3.828 t/a für NRW berechnet. Das Verhältnis von punktuellen zu diffusen Einträgen beträgt 76:24, worin sich die hohe Bevölkerungsdichte mit starker Urbanisierung wider spiegelt. Unter den

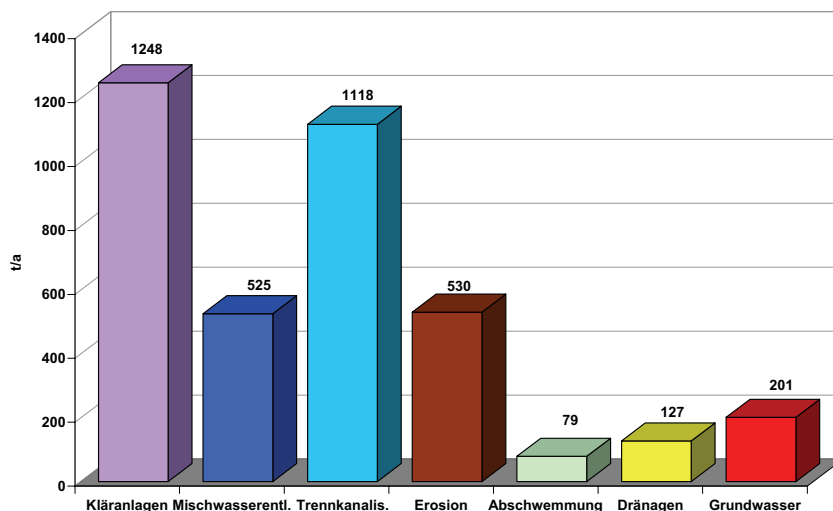


Abbildung 11-18: Gesamte P-Einträge in NRW differenziert nach Pfaden

Punktquellen machen kommunale Kläranlagen und Einträge über Trennkanäle bzw. von überörtlichen Straßen jeweils ca. 30 % aus. P-Einträge aus Mischwasserentlastungen sind mit ca. 14 % deutlich geringer, was auch eine Folge des Ausbaus von Sonderbauwerken im Mischsystem der letzten Jahre ist. Unter den diffusen Quellen ist der partikuläre P-Eintrag dominierend (ca. 14 % des Gesamteintrags). Geogene P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss machen 5 %, Drainage-Einträge 3 % und P-Einträge infolge Abschwemmung ca. 2 % aus.

11.9 Validitätsüberprüfung der P-Einträge in die Vorfluter

Für die Validierung der für NRW modellierten mittleren langjährigen P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen standen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und P_{ges} -Konzentration) von 38 Einzugsgebieten zur Verfügung. Die Frachtberechnung erfolgte nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998), Details können Tetzlaff (2006) entnommen werden.

Zur Validierung wurden die P-Einträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade summiert und die Retention für die Gewässer ermittelt, die einem Talsperreneinfluss unterliegen (Tetzlaff, 2006). Eine Retention in Fließgewässern ohne Talsperreneinfluss wird hier nicht weiter betrachtet, da die Pegel überwiegend an schnell fließenden Mittelgebirgsbächen liegen. Zwar erfolgen in gewissem Umfang eine Sedimentation von partikulär gebundenem P sowie eine Sorption bzw. die Pflanzenaufnahme von gelöstem P. Diese ist bei Betrachtung langjähriger Zustände jedoch unerheblich, da nur eine vorübergehende, jedoch keine dauerhafte Entfernung aus dem aquatischen System erfolgt. Das Ergebnis der Gegenüberstellung von modellierten zu den aus Messwerten ermittelten Frachten zeigt Abbildung

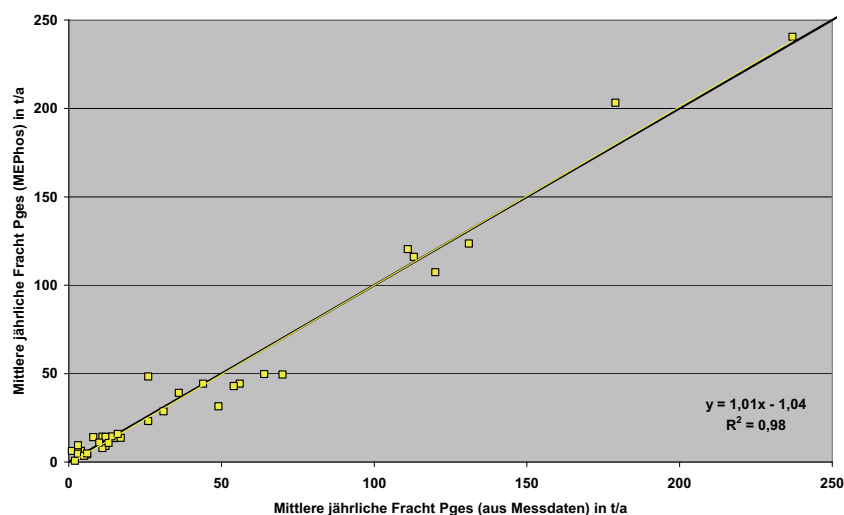


Abbildung 11-19: Vergleich der modellierten P-Einträge mit den aus Messwerten ermittelten P-Frachten im Oberflächengewässer

11-19.

Wie Abbildung 11-19. zeigt, ist die Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten sehr zufriedenstellend, was sich auch im Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,98$ widerspiegelt. Die Lage der zur Validierung verwendeten Gütepegel und ihrer zugehörigen Einzugsgebiete zeigt Abbildung 11-20. Die Pegel liegen sowohl im Locker- als auch im Festgesteinsbereich NRW und decken stark landwirtschaftlich genutzte Gebiete ebenso ab wie urbanisierte Regionen.

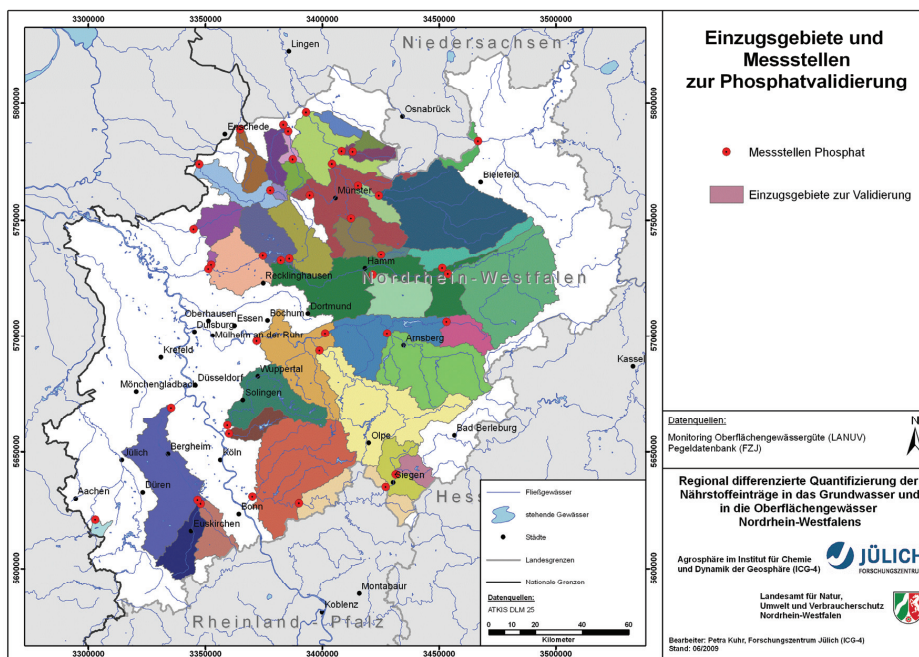


Abbildung 11-20: Lage der Gütepegel in NRW, die zur Validierung der modellierten P-Einträge verwendet wurden

12. Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der WRRL erfolgt in zwei Schritten, die in den nachstehenden Abschnitten beschrieben werden. Einleitend wird zunächst ein Überblick über die Entwicklung der Einflussfaktoren gegeben, die die diffuse Gewässerbelastung in der Landwirtschaft in der Baseline beeinflussen. Der erste Analyseschritt besteht in der Projektion der erwartbaren Entwicklungen in der Landwirtschaft bis zum Jahr 2015 und deren Auswirkungen auf die Nährstoffbilanzüberschüsse (Baseline Szenario 2015). Daran schließt sich die Berechnung der zukünftig erwartbaren Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft an, aus der Handlungsgebiete und Handlungsbedarf im Jahr 2015 abgeleitet werden.

12.1 Einordnung von Baseline- und Maßnahme-Effekten

Die Ziele der WRRL werden nach den Ergebnissen des Gewässermonitorings und der hier vorgestellten Ist-Zustandsanalysen nicht in allen Grund- und Oberflächengewässern NRW erreicht. Zur Erreichung der Ziele ist v. a. das Niveau der landwirtschaftlichen Nährstoffüberschüsse zu senken. Dabei können die erforderlichen Reduktionen im Hinblick auf die Grund- bzw. Oberflächengewässerziele unterschiedlich ausfallen. Während bei Grundwasserkörpern die jeweiligen Standortbedingungen von Bedeutung sind, müssen bei Oberflächengewässern zusätzlich überregionale Prozesse berücksichtigt werden. Abbildung 12-1 gibt einen schematischen Überblick über die einzelnen Effekte, die zur Erreichung der WRRL-Ziele zu differenzieren sind.

Ausgehend vom Ist-Zustand der landwirtschaftlichen Nährstoffüberschüsse und der dadurch verursachten Gewässerbelastung im Jahr 2003 ist durch die Entwicklung der allgemeinen Rahmenbedingungen eine Veränderung der diffusen Nährstoffeinträge bis zum Jahr 2015 erwartbar. Die Rahmenbedingungen beinhalten die geltenden Regelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik, deren nationale Umsetzung in Deutschland sowie beschlossene Weiterentwicklungen bis zum Jahr 2015. Die allgemeine Agrarpolitik umfasst dabei bereits „grundlegende Maßnahmen“, beispielsweise die Düngeverordnung, die auf eine Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffbelastung ausgerichtet sind. Darüber hinaus gehören sonstige Einflüsse wie die Entwicklung der Weltagrarmarktpreise oder nachwachsende Rohstoffe zu den Rahmenbedingungen, die die landwirtschaftliche Produktion und mithin die Nährstoffeinträge in Gewässer maßgeblich beeinflussen.

Des Weiteren werden in den Programmen der Bundesländer zur Entwicklung ländlicher Räume in der Förderperiode 2007 bis 2013 zahlreiche Agrarumweltmaßnahmen (AUM) gefördert, die zur Verringerung der Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft beitragen. Diese Maßnahmen gehören zu den „ergänzenden Maßnahmen“, wobei der in der Förderperiode geplante Maßnahmenumfang (Mittelansatz) zu den Effekten der Baseline gezählt wird.

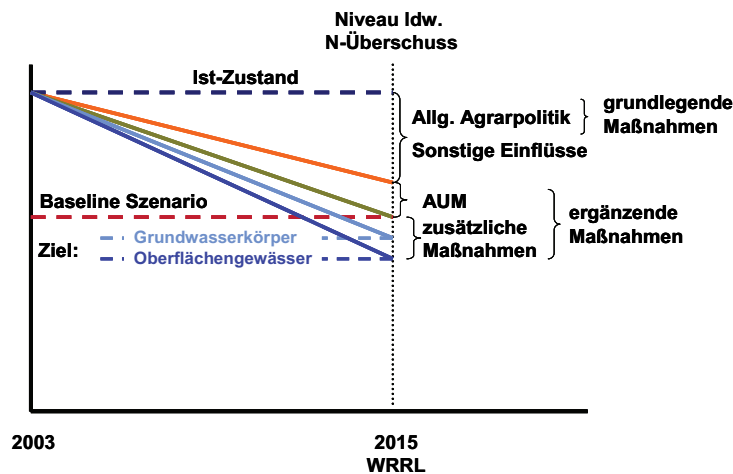


Abbildung 12-1: Vorgehensweise bei der Szenarienentwicklung

Bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne für NRW spielt die Abschätzung erwartbarer Veränderungen bis zum Jahr 2015 gegenüber dem Ist-Zustand 2003 eine wichtige Rolle, um den regionalen Handlungsbedarf nach dem „Wirksamwerden“ der „grundlegenden Maßnahmen“ abzuleiten. Dazu werden die erwartbaren Auswirkungen der Entwicklungen in der Baseline auf die Nährstoffüberschüsse bis zum Jahr 2015 dem Ist-Zustand im Jahr 2003 gegenübergestellt. Grundsätzlich wird eine Reduktion der Nährstoffbilanzüberschüsse erwartet, wobei diese Entwicklung regional sehr unterschiedlich ausfallen kann.

Zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele wird zweistufig vorgegangen, da sich die Auswirkungen „zusätzlicher Maßnahmen“ für das Grundwasser bzw. Oberflächengewässer wechselseitig beeinflussen. In der ersten Stufe werden für die Regionen, in denen die Bewirtschaftungsziele für das Grundwasser nicht erreicht werden, Kombinationen für den notwendigen Umfang „zusätzlicher Maßnahmen“ ermittelt, um die Grundwasserziele zu erreichen. In der zweiten Stufe werden unter Berücksichtigung der Effekte des ersten Schrittes Maßnahmenkombinationen für eine möglichst kosteneffiziente Erreichung der Bewirtschaftungsziele für Oberflächengewässer abgeleitet.

12.2 Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse im Baseline Szenario bis 2015

Für den Agrarsektor verändern sich wesentliche Rahmenbedingungen bis zum Jahr 2015. In den nachstehenden Abschnitten werden die relevanten Veränderungen im Bereich der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), im Agrarumweltbereich sowie sonstige Einflussfaktoren erläutert. Darüber hinaus werden die RAUMIS-Ergebnisse der unter diesen Rahmenbedingungen zu erwartenden Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion sowie Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2015 vorgestellt.

Allgemeine Agrarpolitik

Im Jahr 1992 wurde mit der so genannten MacSharry-Reform ein Reformprozess der Gemeinsamen Agrarpolitik eingeleitet, der durch die Luxemburger Beschlüsse im Jahr 2003 (Europäische Kommission, 2003a, b, c) vertieft wurde. Da die Veränderungen mit unterschiedlichen Fristen eingeführt werden, kommt die volle Wirkung der Maßnahmen erst im Verlauf der Zeit bis 2015 zur Entfaltung. Wichtige Elemente sind die Entkopplung produkt-spezifischer Direktzahlungen wie Tier- und Flächenprämien und die Bindung der Zahlungen an die Einhaltung bestehender Produktionsstandards („Cross Compliance“). Die bestehende obligatorische Flächenstilllegung wurde ab dem Jahr 2007 ausgesetzt. Ein wesentlicher Grund dafür war die infolge der weltweit stark gestiegenen Agrarpreise zunehmende Flächennutzungskonkurrenz.

Darüber hinaus wurden die Marktordnungen für Zucker und Milch geändert und von einer auf Preisstützung ausgerichteten Politik in das System direkter Zahlungen an Erzeuger integriert. Dazu wurden die Interventionspreise für Butter und Magermilchpulver um 25 % bzw. 15 % gesenkt, die Interventionsaufkäufe gekürzt und die Milchquote wurde um 2,5 % erhöht. Zum Ausgleich möglicher preisbedingter Einkommensverluste erhalten Erzeuger Direktzahlungen in Höhe von 35,5 €/t Referenzmenge. Bei Zucker erfolgte eine Preissenkung um 36 % bzw. beim Rübenmindestpreis um 39,7 %, die ebenfalls durch Direktzahlungen in Höhe von 64,2 % der Preissenkung teilweise kompensiert werden. Die Zuckerrübenquote wurde um 28 % gekürzt.

In Deutschland werden die Flächen- und Tierprämien sowie die Ausgleichszahlungen für Milch und Zucker in einheitliche Zahlungsansprüche je ha zahlungsberechtigter Fläche umgewandelt, wobei in einer Übergangszeit einheitliche Flächenprämien und produktionsunabhängige Betriebsprämienrechte parallel bestehen. Die einheitlichen für das Zieljahr 2015 unterstellten Zahlungsansprüche, deren Festlegung auf Bundeslandebene erfolgt, werden sich im Bundesdurchschnitt auf rund 330 €/ha belaufen.

Die Milchquotenregelung bleibt bis zum Jahr 2015 bestehen. In Deutschland wurden mit der Änderung der Milchabgabenverordnung (MilchAbgV) zum 1. April 2007 die sechzehn Übertragungsregionen in den alten Bundesländern und die fünf Übertragungsregionen in den neuen Bundesländern zunächst zu je einer Übertragungsregion von Referenzmengen zusammengelegt. Die durch einen bundesweiten Milchquotenhandel zu erwartenden regionalen Verlagerungen der Milcherzeugung wurden mit Hilfe des RAUMIS Modells abgeschätzt (Kreins & Gömann, 2008). Gegenwärtig wird ein Ausstieg aus der Milchquotenregelung im Jahr 2015 diskutiert und als einleitende Maßnahme eine kontinuierliche Quotenausdehnung um 5 % in Erwägung gezogen. Die Auswirkungen dieser Änderungen konnten in der vorliegenden Studie nicht mehr aufgenommen werden. Berechnungen von Gömann et al. (2008b) zeigen, dass die Milchquotenregelung stark limitierend auf die Produktion wirkt und ihr Wegfallen spürbare Angebotsreaktionen erwarten lässt.

Seit dem Jahr 2006 ist die Novellierung der Düngeverordnung (DüV) in Kraft. Durch sie wird die gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen geregelt. Im Hinblick auf den Nährstoffeinsatz sind von landwirtschaftlichen Betrieben zwei Restriktionen

einzuhalten. Erstens dürfen bei Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft sowohl auf Acker- als auch auf Grünland nur bis zu 170 kg N/ha LF ausgebracht werden, wobei unter besonderen Bedingungen bis zu 230 kg N/ha Grünland auf Antrag zulässig sind. Zweitens ist jährlich ein Nährstoffvergleich auf Basis der Feld-Stallbilanz für Stickstoff und Phosphor zu erstellen. Diese Bilanz darf bei Phosphor im Schnitt von 6 Jahren eine Grenze von 20 kg/(ha·a) und bei Stickstoff ab 2009 im Dreijahresdurchschnitt 60 kg/(ha·a) jeweils unter Berücksichtigung von Stall-, Lager- und Ausbringungsverlusten nicht überschreiten.

Agrarumweltmaßnahmen

Agrarumweltmaßnahmen (AUM) sind seit dem Jahr 2000 Bestandteil der Förderung ländlicher Räume und dienen ausschließlich der Realisierung von Umweltzielen. Einige der Maßnahmen sind direkt auf den Gewässerschutz ausgerichtet wie beispielsweise die Erosion mindernde Produktionsverfahren im Ackerbau, die Umwandlung von Ackerland in Grünland, Reduzierung von N-Salden, die Gewässer schonende Bewirtschaftung stillgelegter Ackerflächen und die umweltfreundliche Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Als eine indirekt auf den Schutz von Gewässern wirkende Maßnahme wird der ökologische Landbau in allen Bundesländern angeboten.

Wie in der Förderperiode 2000 bis 2006 werden auch in der Periode von 2007 bis 2013 in den Programmen der Bundesländer zur Entwicklung des ländlichen Raumes zahlreiche Agrarumweltmaßnahmen gefördert. Dabei sind jedoch nur solche Maßnahmen förderfähig, die oberhalb der Cross-Compliance-Standards liegen.

In der aktuellen Förderperiode wird in einigen Bundesländern der Umfang der AUM allerdings im Vergleich zur Vorperiode eingeschränkt, insbesondere bei den für den Gewässerschutz relevanten AUM. Diese Kürzung beruht z. T. auf der Annahme, dass die AUM von den Landwirten auch ohne Förderung weiter fortgeführt werden. Hierbei ist allerdings nicht sicher, ob die Landwirte beim Wegfall von Fördermaßnahmen die entsprechenden Bewirtschaftungsweisen beibehalten oder zu den ursprünglichen Bewirtschaftungsformen zurückkehren. Um die Schwankungsbreite dieser Unsicherheit besser einschätzen zu können wurden drei Szenarien untersucht. Erstes Szenario: Beim Wegfall einer Maßnahme kehren die Landwirte zu 100 % zu ihrer ursprünglichen Bewirtschaftungsweise zurück. Zweites Szenario: 50 % der Landwirte kehren zur ursprünglichen Bewirtschaftungsweise zurück, während die übrigen 50 % der Landwirte die AUM ohne Förderung weiter fortführen. Drittes Szenario: Alle Landwirte führen die AUM ohne Förderung weiter fort.

Die avisierte Entwicklung des Umfangs von AUM entstammt den Förderprogrammen der einzelnen Bundesländer für die neue Förderperiode 2007 bis 2013 und wurde exemplarisch für Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen abgeschätzt, da für diese Bundesländer eine entsprechende Datengrundlage zur Verfügung stand⁵. Dazu wurden die erzielten Anbauumfänge der AUM 2003/2004 auf Gemeindeebene (Reiter et al. 2005a; Reiter et al. 2005b; Reiter et al. 2005c) jeweils dem angestrebten Umfang der einzelnen AUM laut den

⁵ Für die übrigen der Flussgebietseinheit Weser anrainenden Bundesländer lagen leider keine detaillierten Angaben über die Anbauumfänge der Agrarumweltmaßnahmen vor, sodass diese in der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt werden konnten.

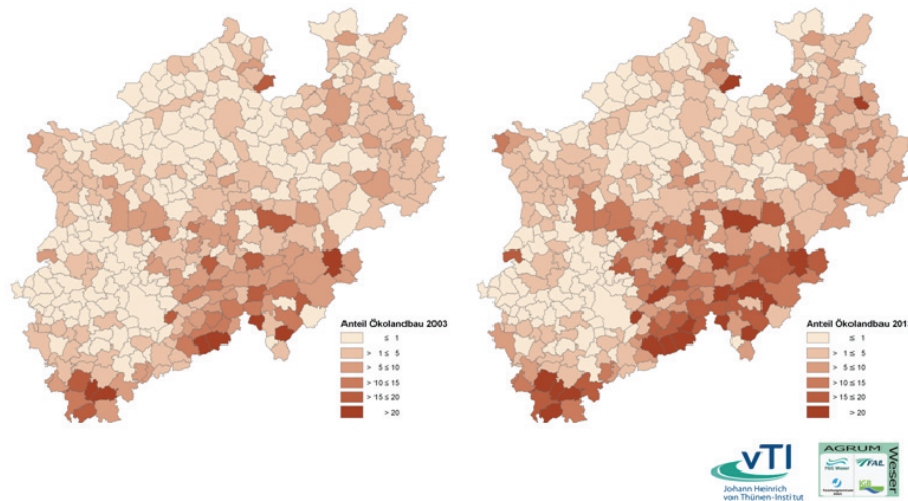


Abbildung 12-2: Entwicklung der Anteile Ökolandbau in Nordrhein-Westfalen von 2003 (links) bis 2013 (rechts) (in % der LF)

Förderprogrammen der einzelnen Bundesländer für die Förderperiode 2007 bis 2013⁶ gegenübergestellt (vgl. Tabelle 12-1).

Tabelle 12-1: Überblick über die Veränderungen der Umfänge einiger Agrarumweltmaßnahmen in Nordrhein-Westfalen bis 2013

AUM	NW	
	2003/04	2013
Zwischenfruchtanbau	66.600 ¹⁾	-
Mulchsaat		
GL-Extensivierung	74.300	92.050
Ökologischer Landbau	37.600	62.000

Da sich diese bis 2013 angestrebten Anbauumfänge auf die Länderebene beziehen, wurde eine Disaggregation vorgenommen, um die Umfänge in den Bundesländern auf die einzelnen Gemeinden zu verteilen. Diese Disaggregation wurde auf verschiedene Weise durchgeführt. Für einzelne Maßnahmen sind genaue Gebietskulissen vorgegeben, in denen die entsprechenden Maßnahmen gefördert werden. Andere Maßnahmen sind nicht auf eine Gebietskulisse beschränkt und wurden im gleichen Verhältnis wie 2003 auf die Gemeinden verteilt (Grünlandextensivierung in Nordrhein-Westfalen, Ökolandbau).

Als Differenz zwischen den Anbauumfängen 2003 und den für 2013 geplanten Umfängen erhält man den zusätzlich realisierten bzw. den verminderten Anbauumfang der Agrarumweltmaßnahmen (siehe auch Tabelle 12-1). Ein Beispiel hierfür ist die in Abbildung 12-2 dar-

⁶ HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2007; MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN, 2007; NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2007

gestellte für die Veränderung der Anbauumfänge von Ökolandbau in Nordrhein-Westfalen und Grünlandextensivierung in Hessen zeigen die folgenden Karten.

Aus der Differenz zwischen realisierten (2003/04) und geplanten Anbauumfängen (2013) der AUM wurden auf der Grundlage der in detaillierten Maßnahmensteckbriefen (Osterburg et al., 2007) beschriebenen Maßnahmenwirkungen die Auswirkungen auf die Nährstoffsalden in den Gemeinden bis zum Jahr 2015 berechnet. Dabei wurden nur die Maßnahmen berücksichtigt, für die in den Maßnahmensteckbriefen eine Wirkung auf die Nährstoffsalden ausgewiesen wurde. Das sind beispielsweise in Nordrhein-Westfalen Grünlandextensivierung, Ökolandbau, Flächenstilllegung und Erosionsschutz.

Sonstige Einflussgrößen

Neben den Weiterentwicklungen der GAP und Veränderungen im Agrarumweltbereich gewinnen weitere Einflussgrößen zunehmend an Bedeutung. Zu den wesentlichen Einflussfaktoren gehören die Förderung des Anbaus Nachwachsender Rohstoffe (NaWaRo) zur Energieerzeugung, der Preisanstieg für Agrarprodukte sowie für Energie- und Düngemittel und der technische Fortschritt. Diese Faktoren führen teilweise zu deutlichen Anpassungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion und wirken sich damit auf die Nährstoffsalden aus.

Angesichts steigender Energiepreise spielt die Sicherstellung der Energieversorgung auch durch den Anbau Nachwachsender Rohstoffe (NaWaRo) eine zunehmende Rolle in der Energiepolitik. Der NaWaRo-Anbau wird in Deutschland durch das Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG), das im Jahr 2004 novelliert wurde, gefördert (Deutscher Bundestag, 2004). Die Förderung hat zu einem Boom beim Anbau von Energiemaiss geführt, der sich als wettbewerbsstärkste Kultur durchgesetzt hat. Die Ankaufspreise für Energiemaissubstrat leiten sich von der Wettbewerbsfähigkeit zu verdrängender Verfahren bspw. Getreide ab. Das Spektrum der Substratpreise lag im Zeitraum 2005/06 zwischen 22 und 24 €/t (Maissilage frei Siloplatte mit 30 % Trockensubstanz (TS) in der Frischmasse). Für das Jahr 2015 wird ein Substratpreis von 24 €/t (30 % TS) frei Siloplatte des liefernden Betriebes angenommen. Für die Berechnungen mit RAUMIS wird unterstellt, dass dieser Substratpreis, trotz sinkender garantierter Stromeinspeisevergütungen, aufgrund von Effizienzsteigerungen durch technischen Fortschritt bei den Biogasanlagen bis 2015 weiterhin gezahlt werden kann. Zusätzliche Kosten wie ggf. Transportkosten zur Biogasanlage werden vom Anlagenbetreiber getragen. Das Energiemaissubstrat wird völlig preiselastisch nachgefragt, womit impliziert wird, dass überall dort, wo Landwirte Energiemaiss anbauen möchten, Biogasanlagen mit entsprechenden Kapazitäten errichtet werden.

Für die zukünftige Entwicklung der Agrarpreise, die im Jahr 2006 und 2007 kräftig gestiegen sind, erwarten Experten des USDA (2007) und des FAPRI (2008) bis zum Jahr 2015 eine nachhaltige Zunahme. Diese Entwicklung wird durch die infolge der positiven wirtschaftlichen Entwicklung in Indien und China stark wachsende Nachfrage nach Agrarprodukten, durch stark steigende Energiepreise sowie die weltweit intensivierte Förderung Erneuerbarer Energien vor allem von Biokraftstoffen getrieben. Ausgehend von den Projektionen für die Weltagrarmarktpreise lassen sich unter Berücksichtigung von Handelsspannen, Transportkosten und Importzöllen die zu erwartenden Erzeugerpreise für die wichtigen Agrarprodukte in

Deutschland ableiten. Demnach steigen die Preise für die Leitkulturen im Ackerbau Getreide und Ölsaaten von 103 bzw. 208 €/t im Mittel der Jahre 2003/05 um rund 60 bzw. 22 % bis zum Jahr 2015.

Der technische Fortschritt kommt insbesondere in den Ertragszuwächsen der Kulturpflanzen sowie den Steigerungen der tierischen Leistungen zum Ausdruck. In Deutschland belief sich im Zeitraum von 1990 bis 2007 die jährliche Zunahme der Flächenerträge bei Getreide auf 0,9 %, bei Mais auf 1,5 % und Raps auf 1,3 %. Die jährlichen Milchleistungssteigerungen der Milchkühe spielen angesichts der Milchquotenregelung eine besondere Rolle für den Rindviehbestand und die landwirtschaftliche Landnutzung vor allem für die Grünlandnutzung. In Deutschland sind die Milchleistungen je Tier von 1990 bis 2007 um jährlich 2,1 % gestiegen, wobei der Zuwachs in den ostdeutschen Bundesländern im Rahmen einer Angleichung der Milchproduktionsstandards überdurchschnittlich ausfiel. Für die Abschätzung der Landnutzung und Produktion wurden die beobachteten Produktivitätsentwicklungen bis zum Jahr 2015 fortgeschrieben.

Erwartbare Entwicklung der landwirtschaftliche Landnutzung und Produktion

Die unter den oben erläuterten Rahmenbedingungen zu erwartenden Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion wurden mit Hilfe von RAUMIS unter der Annahme abgeschätzt, dass sich die Landwirtschaft bis zum Jahr 2015 vollständig an diese Rahmenbedingungen angepasst und Produktionsentscheidungen umgesetzt hat. Die Ergebnisse für diese Baseline werden dem Ist-Zustand (Basisjahr 2003) gegenübergestellt, um die Auswirkungen der erwartbaren Anpassungen in der Landwirtschaft auf die diffuse Gewässerbelastung herauszuarbeiten.

Sektorale Entwicklungen

Trotz des erwarteten Anstiegs der Getreide- und Ölsaatenpreise bis zum Jahr 2015 um rund 60 % bzw. 20 % gegenüber dem Ist-Zustand im Jahr 2003 erfolgt in Deutschland nach den Berechnungen mit RAUMIS kein Anstieg der Getreide- und Ölsaatenflächen. Dies ist eine Folge der hohen Wettbewerbsfähigkeit des Energiemaisanbaus für die Biogaserzeugung, dessen Anbaufläche, vor allem zu Lasten der Flächenstilllegung sowie des Getreide- und Ölsaatenanbaus zunimmt.

Die Entkopplung von Flächenprämien wirkt sich auf die Landnutzung, vor allem auf den Ackerfutterbau, aus. Die relative Vorzüglichkeit des Silomaisanbaus sinkt gegenüber sonstigem Ackerfutter, das in die Prämienregelung einbezogen wurde (Kreins et al., 2002). Infolgedessen wird der sonstige Ackerfutterbau zu Lasten von Silomais ausgedehnt⁷.

Die erwartbare Entwicklung der Viehbestände spielt für die zukünftige Situation der diffusen Gewässerbelastung eine zentrale Rolle. In Deutschland und in einigen Regionen des Bundeslandes NRW ist ein Großteil des Viehbestandes durch die Milcherzeugung determiniert.

⁷ Aufgrund der Schwierigkeiten der Abgrenzung von Energie- bzw. Silomais bei der statistischen Erfassung ist davon auszugehen, dass der seit 2004 zu beobachtende Anstieg der Silomaisfläche den Anbau von Energiemais teilweise beinhaltet.

Diese wird durch die bis 2015 bestehende Quotierung auf rund 28 Mio. t begrenzt, sodass sich die Milchlieferung gegenüber dem Ist-Zustand nicht verändert. Die anhaltende jährliche Milchleistungssteigerung wird zu einem weiteren Abbau des Milchkuhbestandes führen, der sich bis 2015 im Vergleich zum Basisjahr 2003 im Durchschnitt auf 15 % beläuft. Neben dem kontinuierlichen Abbau des Milchkuhbestandes geht die Rindviehhaltung zusätzlich durch die Entkopplung der Tierprämien zurück. Insbesondere für die Mutter- und Ammenkuhhaltung sowie die Rindermast ist die Entkopplung von entscheidender Bedeutung, da hierdurch die Deckungsbeiträge erheblich reduziert werden. Die Modellkalkulationen mit RAUMIS ergaben für Deutschland in der Baseline einen Rückgang um rund drei Viertel des Mutter- und Ammenkuhbestandes.

In den Berechnungen wurden die Produktionsanpassungen infolge der Düngeverordnung nicht berücksichtigt. In diesem Zusammenhang wären ein stärkerer Abbau des Viehbestandes sowie ein Anstieg überregionaler Gülletransporte im Vergleich zu den in der Baseline ausgewiesenen Ergebnissen zu erwarten.

Regionale Entwicklungen

Aufgrund einer räumlichen Spezialisierung der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland resultieren aus den veränderten Rahmenbedingungen bis 2015 unterschiedliche regionale Anpassungen.

Der erwartete Anstieg der Agrarpreise sowie der Wegfall der obligatorischen Flächenstilllegung führen zu einer Intensivierung der Ackerlandnutzung. Stillgelegte Flächen werden wieder in Bewirtschaftung genommen. Die größten Änderungen sind im Bereich der Biomasserzeugung und dem Ackerfutteranbau erwartbar. Infolge der Förderung des NaWaRo-Anbaus wird die Energiemaisfläche in der Baseline stark ausgedehnt, insbesondere in den Ackerbauregionen, die einen hohen Getreide- und Ölsaatenanteil in der Fruchtfolge aufweisen. Demgegenüber nehmen Futtermaisflächen infolge des Rindviehbestandsabbaus und der Entkopplung in vielen Regionen mit intensiver Rinderproduktion ab.

Für die regionale Entwicklung der Rindviehbestände ist die Einführung der bundesweiten Handelbarkeit der Milchquoten von Bedeutung (Gömann et al. 2006; Kreins & Cypris 1999). Diese wird auch in NRW die bereits in der Ex-post-Periode zu beobachtenden regionalen Konzentrationstendenzen der Milcherzeugung auf wettbewerbsfähige Standorte beschleunigen (Kreins & Gömann, 2008). Die dazu notwendige Milchquote wird durch den Rückgang der Milcherzeugung in für die Milcherzeugung weniger wettbewerbsfähigen Grünlandregionen bspw. Teilen des Schwarzwaldes, der Schwäbischen Alb sowie des Hunsrücks und Westerwaldes, aber auch ertragreichen Ackerbaustandorten wie der Hildesheimer Börde freigesetzt.

Auswirkungen der erwartbaren Anpassungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse

Die erwarteten Anpassungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion an die Rahmenbedingungen in der Baseline wirken sich auf die Nährstoffbilanzen aus. Nach den Modellanalysen ist bis zum Jahr 2015 insgesamt eine weitere Reduzierung gegenüber dem Ist-Zustand zu erwarten (Gömann et al., 2008c). Vor dem Hintergrund nahezu ausgeglichene

ner Phosphorbilanzüberschüsse (vgl. Kapitel 10.2.4) liegt im Hinblick auf die Auswahl von Maßnahmen des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes das Hauptinteresse auf der Entwicklung bzw. Reduzierung von Stickstoffbilanzüberschüssen.

Ausgehend vom Ist-Zustand mit einem durchschnittlichen N-Bilanzüberschuss von 86 kg N/ha LF Flächenbilanzüberschuss ohne atmosphärische N-Deposition in NRW ist nach Berechnungen mit RAUMIS insgesamt eine Verminderung der N-Bilanzen um 10 kg N/ha LF bis zum Jahr 2015 zu erwarten. Diese Gesamtreduktion setzt sich aus mehreren teils gegenläufigen und mehr oder minder gut quantifizierbaren Einzeleffekten zusammen. Ein Großteil der Reduktion basiert auf dem erläuterten Rindviehbestandsabbau. Regional fallen die Auswirkungen aufgrund der räumlichen Konzentration der Milcherzeugung in NRW sehr unterschiedlich aus. In spezialisierten Milchviehregionen, wie beispielsweise am Niederrhein, können die N-Bilanzüberschüsse um ca. 1 kg N/ha LF bei einer bundesweiten Quotenaufstockung um 1 % ansteigen. Ebenso führen steigende Agrarpreise zu einem tendenziellen Anstieg der speziellen Intensität im Ackerbau und zu einer Zunahme der N-Bilanzüberschüsse.

Die Aussetzung der obligatorischen Flächenstilllegung und Nutzung der freiwerdenden Flächen für den Anbau konventioneller Verfahren würde zu einer Zunahme der N-Bilanzüberschüsse um etwa 0,7 kg N/ha LF führen. Allerdings wären bis 2015 die Stilllegungsflächen auch ohne die Aufhebung der obligatorischen Flächenstilllegung weitgehend in Bewirtschaftung genommen worden, und zwar durch den Anbau von Biomasse zur Energieerzeugung (Gömann et al., 2007, 2008a). Nach RAUMIS-Ergebnissen werden bundesweit bis zu 1 Mio. ha Energiemais angebaut, der für die N-Bilanzen eine wichtige Rolle spielt, da die Nährstoffe im vergorenen Substrat erhalten bleiben und als Wirtschaftsdünger zur Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen anfallen. Nach Meinung von Experten ist das Gärsubstrat wie Wirtschaftsdünger aus der Viehhaltung einzustufen. Werden für den Ausnutzungsgrad entsprechende Annahmen getroffen⁸, so nimmt der N-Bilanzüberschuss durchschnittlich um 3 kg N/ha LF und regional um bis zu 10 kg N/ha LF zu.

Die Auswirkungen der geplanten Veränderungen bei den AUM-Umfängen auf die Nährstoffbilanzsalden wurden auf der Grundlage von Osterburg & Runge (2007) durchgeführten Bewertungen einzelner Maßnahmen abgeschätzt. Dabei wurde eine Wirkung auf N-Salden für die Grünlandextensivierung, die Umwandlung von Ackerland in Grünland, den Zwischenfruchtanbau, die Flächenstilllegung, den Erosionsschutz und den Ökolandbau ausgewiesen. Die Zusammenfassung der Wirkungen der einzelnen Maßnahmen auf Gemeindeebene ergibt den gesamten Einfluss der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen auf die N-Bilanz pro Gemeinde. Bei der Berechnung der Wirkungen der Agrarumweltmaßnahmen wurden diese Entwicklungen nicht als tatsächlich eintreffende Zustände im Jahr 2013 angesehen, sondern es wurden Szenarien mit unterschiedlichen Umsetzungsgraden von 100 % (Umfang wie in Förderprogramm bis 2013 angestrebt - Szenario I), 50 % (Veränderung des Umfangs der Maßnahme, bei denen eine Verminderung vorgesehen ist, tritt zu 50 % ein; bei vorgesehe-

⁸ Die Annahmen sind wie folgt: bei der Vergärung entsteht ein Verlust von 10 % der enthaltenen Nährstoffe; von den verbleibenden Nährstoffen sind 50 % nicht pflanzenverfügbar, davon entweichen 40 % gasförmig.

ner Ausweitung der Maßnahme 100 % Umsetzung – Szenario II) und 0 % (keine Veränderung des Umfangs der Maßnahme, bei denen eine Verminderung vorgesehen ist, im Vergleich zu 2003; bei vorgesehener Ausweitung der Maßnahme 100 % Umsetzung – Szenario III) gerechnet.

Tabelle 12-2: Durchschnittliche Wirkung der Veränderung der Anbauumfänge der Agrarumweltmaßnahmen auf die N-Bilanzüberschüsse (kg/ha)

	Szenario I	Szenario II	Szenario III
Nordrhein-Westfalen	-1,32	-1,43	-1,55

Obwohl die Abschätzung der Auswirkung geänderter Agrarumweltprogramme auf die Nährstoffbilanzüberschüsse, wie weiter oben beschrieben wurde, mit Unsicherheiten behaftet ist, wird dennoch deutlich, dass sich die **Veränderungen** der Agrarumweltprogramme zwischen den Förderperioden 2000/06 und 2007/2013 im Vergleich zu den anderen beschriebenen Einflussgrößen relativ gering auf die landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen auswirken. Dies ist nicht gleich zu setzen mit der Gesamtwirkung der Agrarumweltprogramme, die deutlich höher liegt.

Für die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2015 spielt die Düngeverordnung von 2006 eine wesentliche Rolle. Darin ist der zulässige Stickstoffbilanzüberschuss in landwirtschaftlichen Betrieben ab dem Jahr 2009 auf maximal 60 kg N/ha LF begrenzt. Der betriebliche Nährstoffüberschuss ist nach einem festgelegten Nähr-/Stickstoffvergleich zu ermitteln. Aufgrund der vielfältigen Anpassungsmöglichkeiten zur Einhaltung der Auflagen bzgl. des Nährstoffeinsatzes der DüV lässt sich das Reduktionspotenzial bei den Nährstoffüberschüssen nur näherungsweise abschätzen. Nach Berechnungen von Osterburg & Runge (2007) auf der Grundlage von Einzelbetrieben ist eine Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse zwischen 14–21 kg N/ha LF bei den analysierten Betrieben erwartbar. Wird eine Verteilung von Nährstoffen durch Transporte von Überschuss- zu Zuschussbetrieben berücksichtigt, dürfte das Reduktionspotenzial geringer ausfallen. Entscheidend für die Wirkung der DüV sind die Umsetzung und die Kontrolle der DüV. In den Berechnungen wurde unterstellt dass, eine 1:1 Umsetzung und Kontrolle der DüV erfolgt. Darüber hinaus wurde unterstellt, dass es sich bei den relativ hohen anrechenbaren unvermeidbaren Verlusten im Sinne der DüV um gasförmige N-Verluste handelt, die somit nicht mehr in die Flächenbilanz eingehen.

Insgesamt lässt die DüV eine Angleichung der regionalen N-Bilanzen erwarten. Zum einen müssen Regionen mit relativ hohen Bilanzüberschüssen (in der Regel Regionen mit hoher Viehbesatzdichte) zur Einhaltung der DüV ihre N-Bilanzüberschüsse reduzieren und zum zweiten kann es in den Nachbarregionen zu einem wirtschaftlichen Anreiz kommen verstärkt Wirtschaftsdünger aus diesen Regionen aufzunehmen.

Einen Überblick über die in NRW regional erwartbaren Entwicklungen der N-Bilanzüberschüsse zeigt Abbildung 12-3.

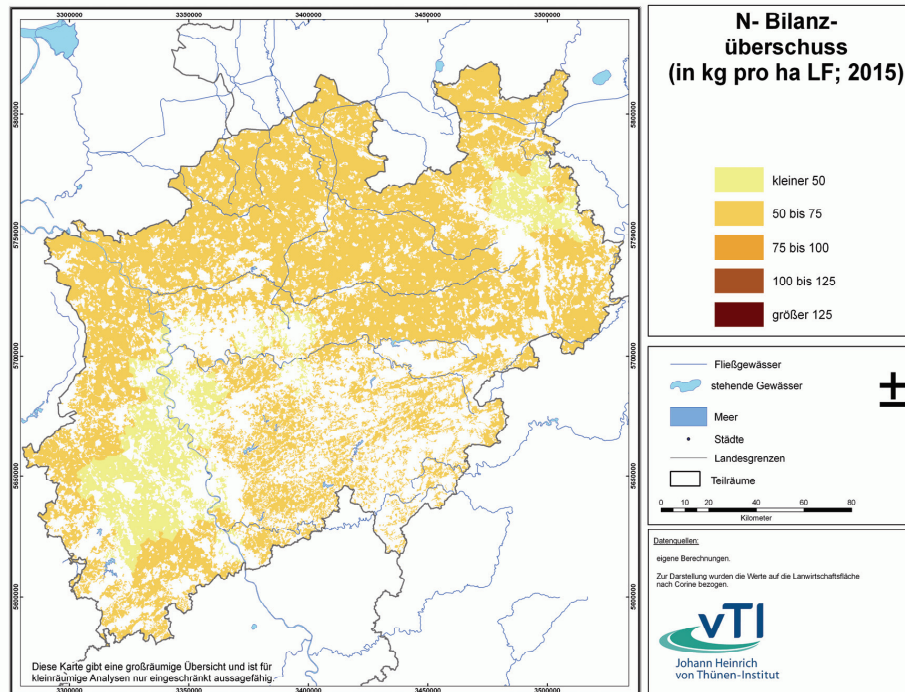


Abbildung 12-3: N-Flächenbilanzüberschüsse im Baseline Szenario 2015 (kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition)

12.3 Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nitrateinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

12.3.1 Nitrateinträge in die Grundwasserkörper

Zur Analyse der möglichen Auswirkungen des Baseline Szenarios 2015 auf die Nährstoffeinträge in die Grundwasserkörper wurden die von vTI berechneten N-Überschüsse aus der Landwirtschaft des Baseline-Szenarios 2015 mit dem Modell GROWA-DENUZ verknüpft.

Um eine direkte Vergleichbarkeit mit den für 2003 ermittelten Nitrateinträgen ins Grundwasser zu gewährleisten, wurden hierbei alle Modellparametrisierungen sowie alle übrigen Eingabegrößen des Modells konstant gehalten. Letzteres betrifft vor allem die den Wasserhaushalt antreibenden Klimaparameter (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), aber auch die regionale Verteilung der Landnutzung sowie die Höhe der atmosphärischen Deposition. Auf diese Weise wurde die 2015 zu erwartende Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Zugrundelegung der mittleren langjährigen hydrologischen Bedingungen ermittelt (vgl. Abbildung 12-4).

Gemittelt über die gesamte Landesfläche NRW ergibt sich durch die Implementierung der Maßnahmen des Baseline-Szenarios ein Rückgang der Nitratkonzentrationen im Sickerwas-

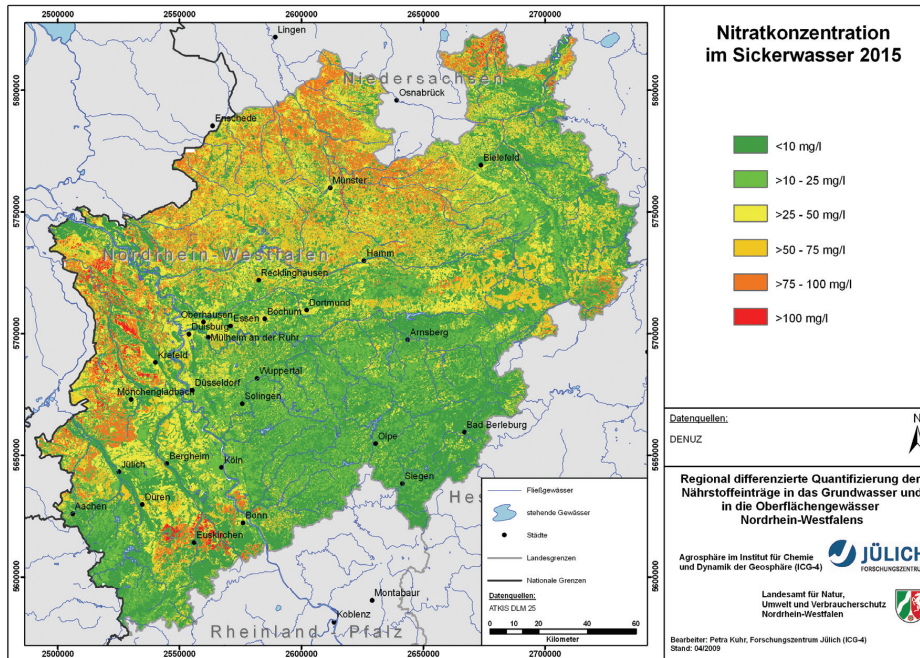


Abbildung 12-4: Für 2015 zu erwartende Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Zugrundelegung mittlerer langjähriger hydrologischer Bedingungen

ser gegenüber 2003 auf im Mittel ca. 26 mg/l NO_3^- , was einem Rückgang um ca. 10 mg/l NO_3^- entspricht. Bei ausschließlicher Bezug auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen würde die Implementierung der Maßnahmen des Baseline-Szenarios einen Rückgang um ca. 20 mg/l NO_3^- zur Folge haben. Dieser Rückgang darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass sich für viele Bereiche im Nordwesten NRWs weiterhin Nitratkonzentrationen von mehr als 50 mg/l ergeben würden (siehe Abbildung 12-4).

Um die regionalen Unterschiede der Wirkung der Maßnahmen des Baseline-Szenarios 2015 auf die erwartbaren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser herauszuarbeiten, wurde in Abbildung 12-5 die Veränderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser als Differenz 2015 bis 2003 dargestellt.

Es zeigt sich, dass die Maßnahmen des Baseline-Szenarios in den überwiegend forstwirtschaftlich genutzten Regionen erwartungsgemäß keine großen Auswirkungen haben. Für die meisten landwirtschaftlich genutzten Regionen darf jedoch eine Verminderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser erwartet werden, während kleinere Bereiche (z. B. im Raum Euskirchen) durch steigende N-Bilanzüberschüsse eine Zunahme der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser um ca. 10–25 mg/l erwarten lassen.

Im Mittel für NRW, d. h. unter Einbeziehung der Wald- und Siedlungsflächen, ergibt sich eine Reduktion um ca. 10 mg/l NO_3^- . In den durch Ackerbau dominierten Regionen liegt die Verminderung der Nitratkonzentration in der Regel bei 10–25 mg/l. Eine Verminderung von bis

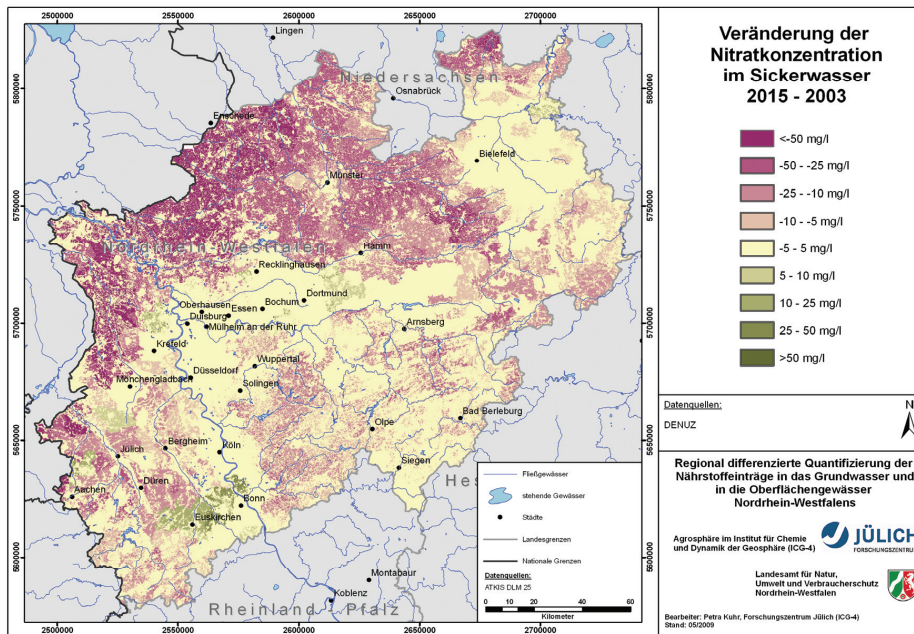


Abbildung 12-5: Veränderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser 2015-2003

zu 50 mg/l und mehr ergibt sich großflächig im durch intensive Viehhaltung geprägten Nordwesten NRWs.

Entsprechend des Abflussverhältnisses wird die mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschene Nitratmenge auf die Abflusskomponenten Direktabfluss und Grundwasserneubildung aufgeteilt. In Abbildung 12-6 ist die sich durch das Baseline-Szenario 2015 zu erwartende Änderung der Nitratreinträge in die Grundwasserkörper dargestellt. Abbildung 12-7 zeigt die sich durch das Baseline-Szenario 2015 zu erwartende Änderung der Nitratreinträge in die Grundwasserkörper gegenüber 2003.

Eine Reduzierung der Nitratreinträge ins Grundwasser macht sich vor allem in den Regionen bemerkbar, in denen die Grundwasserneubildung bzw. der Grundwasserabfluss die dominierende Abflusskomponente darstellt. Aus diesem Grunde ergeben sich hierdurch im Nordwesten NRWs verminderte Nitratreinträge, die häufig im Bereich zwischen 10 kg/(ha·a) und 25 kg/(ha·a) liegen. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche NRWs reduzieren sich die N-Einträge ins Grundwasser um ca. 13.600 Tonnen N pro Jahr, was einer mittleren Reduktion des N-Eintrags ins Grundwasser von ca. 4 kg/(ha·a) entspricht.

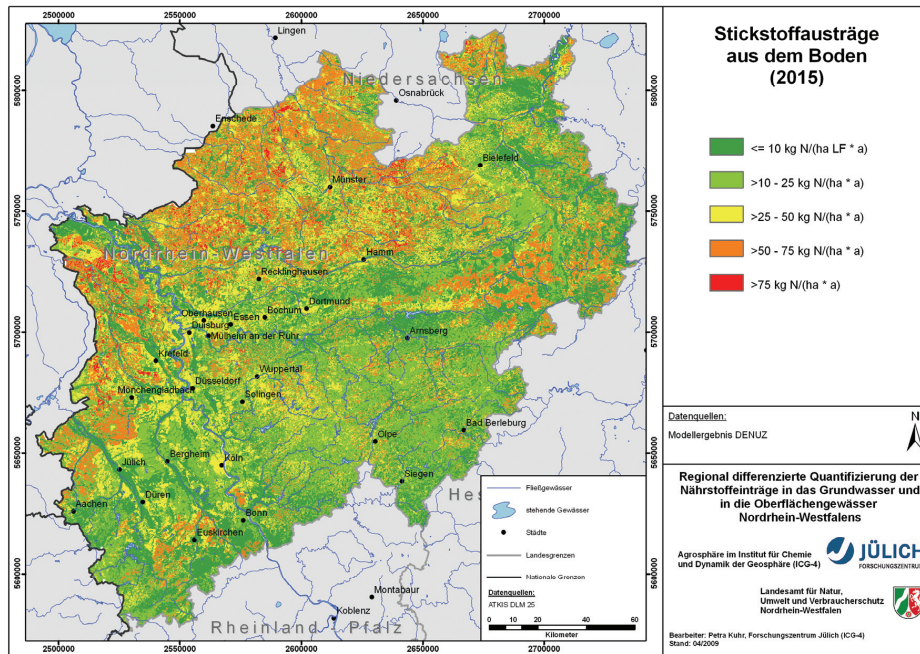


Abbildung 12-6: N-Einträge in das Grundwasser 2015

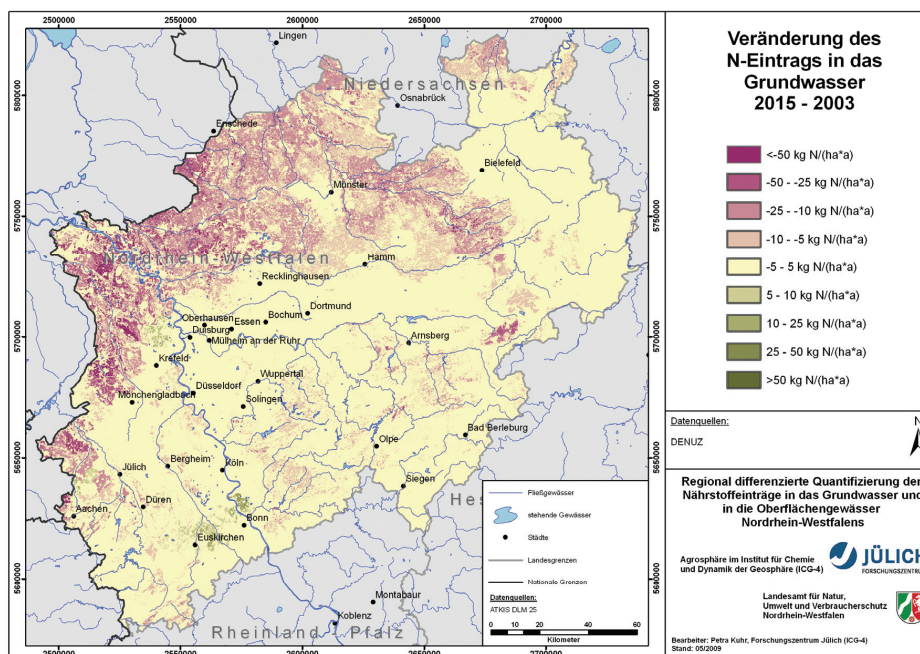


Abbildung 12-7: Veränderung der Nitratreinträge ins Grundwasser 2015-2003

12.3.2 Nitratreinträge in die Oberflächengewässer

Wie in Kapitel 3.2 ausgeführt, wird beim GROWA-Modell davon ausgegangen, dass die Nitratausträge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, so dass sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des GROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung/Direktabfluss aufteilen. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. über die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Für diesen Anteil wurde der reaktive N-Transport im Aquifer basierend auf dem Modell WEKU (Kunkel & Wendland 1997; Kunkel & Wendland 2000; Wendland et al. 2004) berücksichtigt. Im Folgenden wird dargestellt, in welcher Weise sich die Maßnahmen des Baseline-Szenarios auf die regionalen Nitratreinträge über den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss auswirken.

Nitratreinträge über den Direktabfluss

Wie in Kapitel 5.2 ausgeführt, wird bei der Modellierung davon ausgegangen, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser nach der Passage der Wurzelzone festgelegt ist und die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann. Die mit dem Direktabfluss in die Vorfluter transportierte Nitratfracht wird im Modell daher ohne Berücksichtigung weiterer Denitrifikationsvorgänge abgebildet. Die Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die N-Überschüsse und die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser setzen sich dementsprechend unmittelbar in veränderten N-Einträgen in die Oberflächengewässer

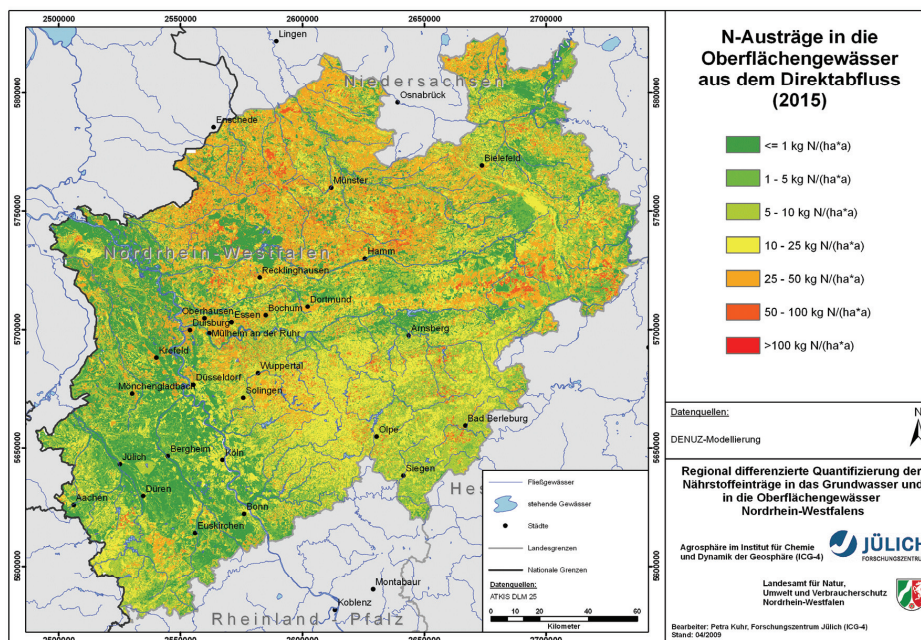


Abbildung 12-8: N-Austräge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss 2015

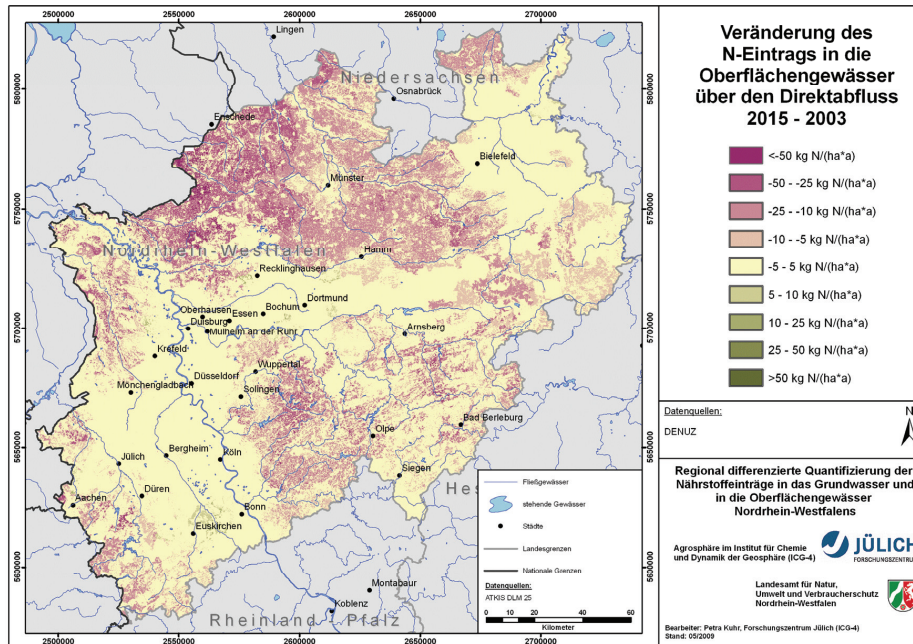


Abbildung 12-9: Veränderung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss

über den Direktabfluss fort (vgl. Abbildung 12-8 und 12-9).

Abbildung 12-8 und 12-9 zeigen, dass sich die N-Austräge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss in allen Regionen, in denen sich die Nitratbelastung der Böden durch die Maßnahmen das Baseline-Szenario reduziert haben, vermindern werden. Hierbei ist ein Bezug zum Anteil des Direktabflusses am Gesamtabfluss und zur absoluten Höhe der Veränderung der N-Überschüsse festzustellen. In der Festgesteinsregion im Südteil NRWs machen sich die Auswirkungen des Baseline-Szenarios weniger stark auf die Austräge mit dem Direktabfluss bemerkbar, sodass dort vielfach eine Reduktion von weniger als 10 kg/(ha·a) zu erwarten ist.

Da sich die Maßnahmen des Baseline-Szenarios vor allem auf die N-Austräge in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Nordwestteil auswirken, treten vor allem die Teilregionen hervor, in denen der Direktabfluss über künstliche Dränagen dominiert. Dort können die N-Austräge in die Oberflächengewässer in einer Höhe von bis zu 50 kg/(ha·a) reduziert werden (vgl. Abbildung 12-10 und 12-11).

In Mittelgebirgsregionen, in denen der „natürliche Interflow“ die dominante Direktabflusskomponente darstellt, machen sich die Maßnahmen des Baseline-Szenarios 2015 weniger stark bemerkbar. Dort werden die N-Austräge in die Oberflächengewässer nicht mehr als 25 kg/(ha·a) reduziert (vgl. Abbildung 12-12 und 12-13).

Aufsummiert über die gesamte Landesfläche NRWs reduzieren sich die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss auf ca. 47.000 t/a, was einer mittleren Reduktion des N-Eintrags um ca. 5 kg/(ha·a) auf 14 kg/(ha·a) entspricht.

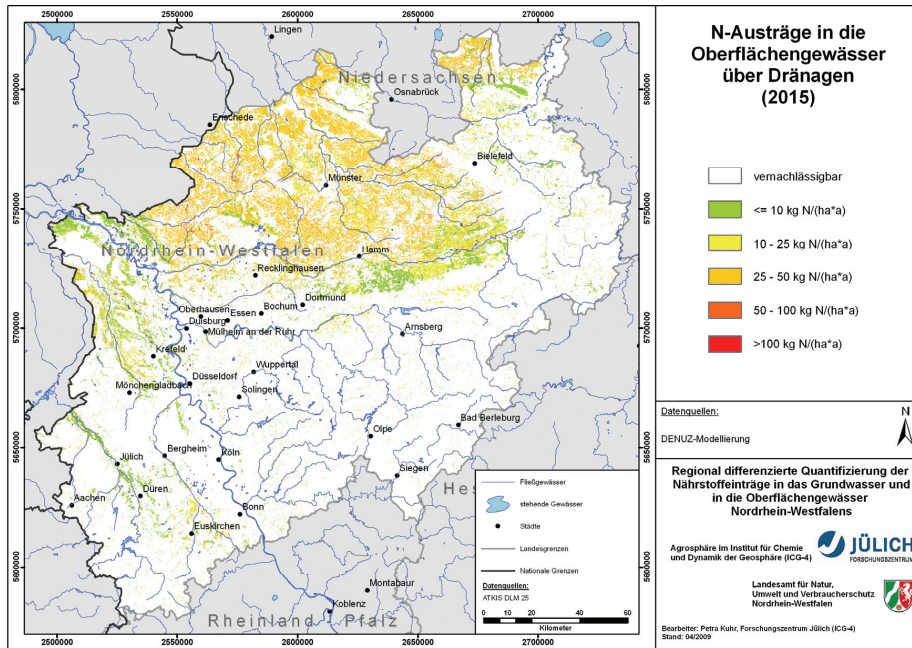


Abbildung 12-10: N-Austräge in die Oberflächengewässer über Dränagen 2015

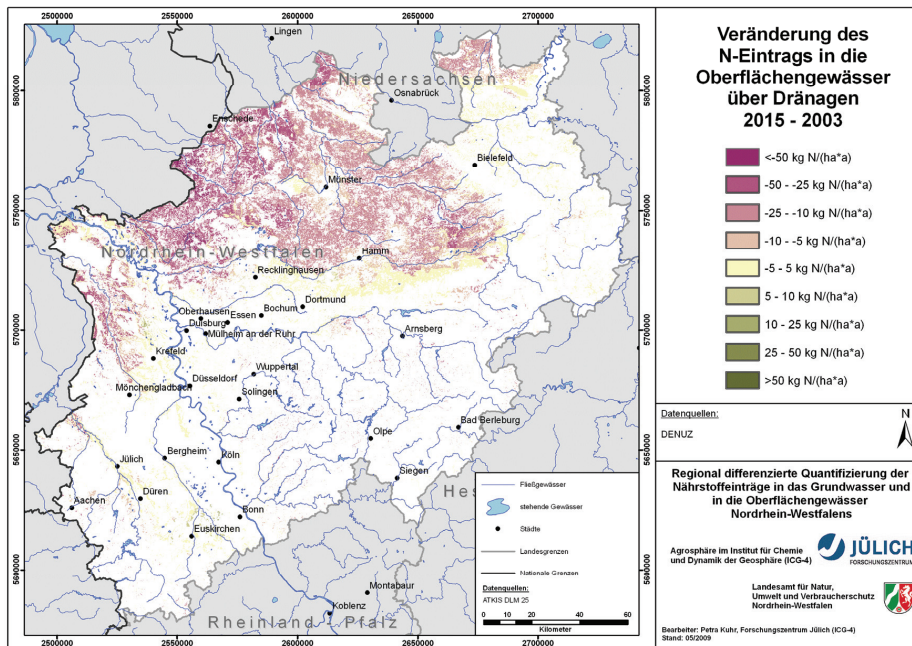


Abbildung 12-11: Veränderung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über Dränagen

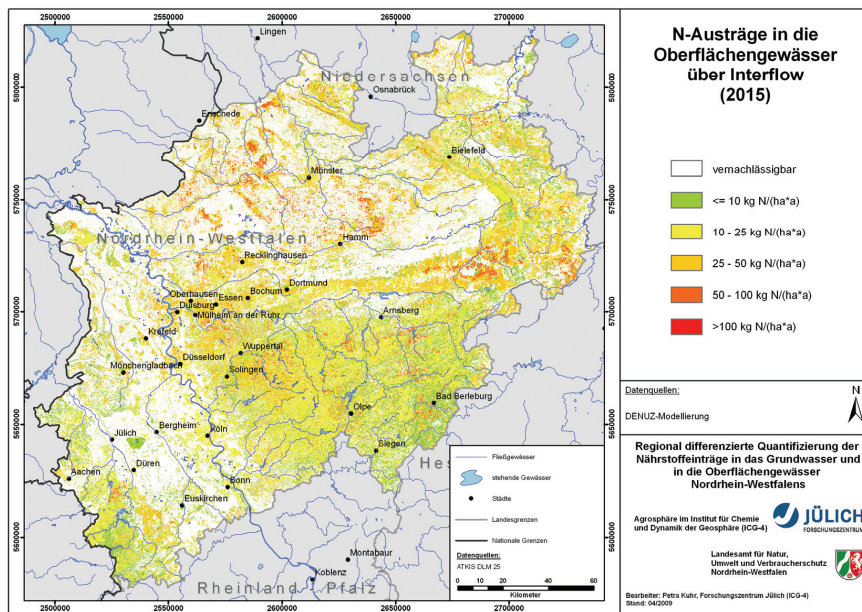


Abbildung 12-12: N-Austräge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Interflow 2015

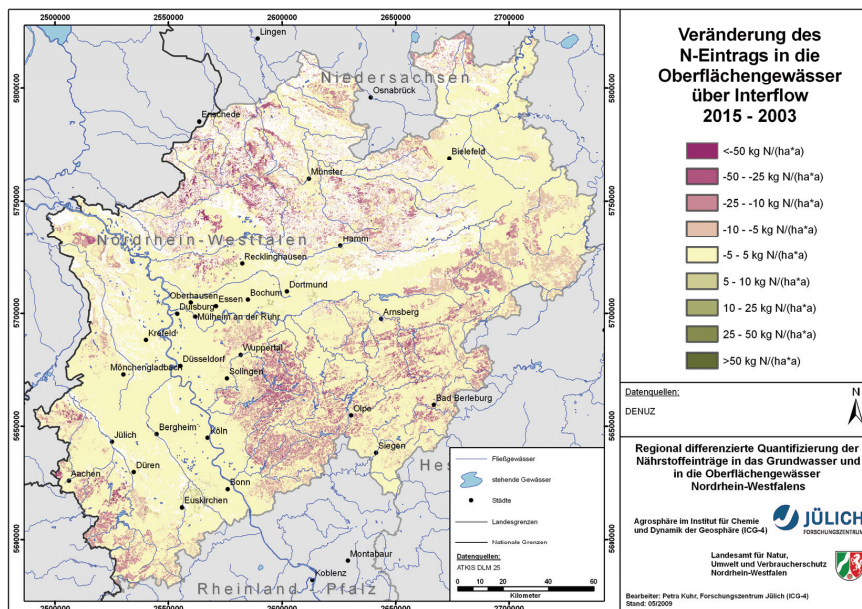


Abbildung 12-13: Veränderung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über den natürlichen Interflow

Nitratreinträge über den Grundwasserabfluss

Wie aus Abbildung 12-7 hervorgeht, führt das Baseline-Szenarios 2015 zu einer in einigen Regionen signifikanten Reduktion der Nitratreinträge ins Grundwasser. Ob und in welcher Höhe diese N-Einträge die Vorfluter erreichen, hängt von den nitratabbauenden Eigenschaften der Aquifere sowie den Verweilzeiten des Grundwassers ab. Da nitratabbauende Aquifere weitestgehend fehlen, setzen sich die Verringerungen, die für das Baseline-Szenario 2015 ermittelt werden, für die Nitratreinträge über das Grundwasser fort (siehe Abbildung 12-14 und 12-15).

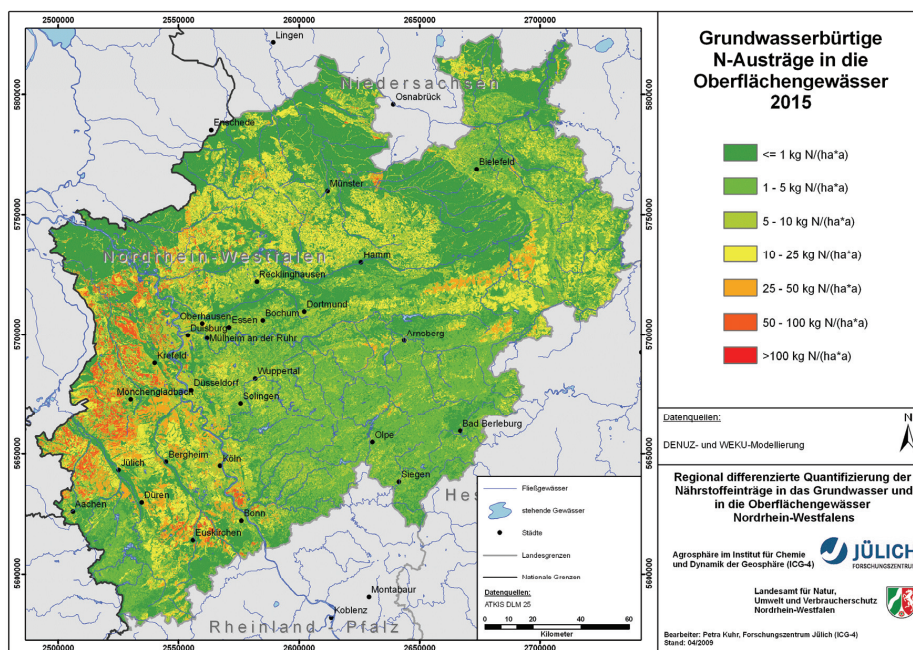


Abbildung 12-14: N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Grundwasserabfluss

In der Weise ist insgesamt davon auszugehen, dass sich die grundwasserbürtigen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer im Zeitraum von 2003 bis 2015 bzw. über diesen Zeitraum zwar verringern werden, aber nicht signifikant.

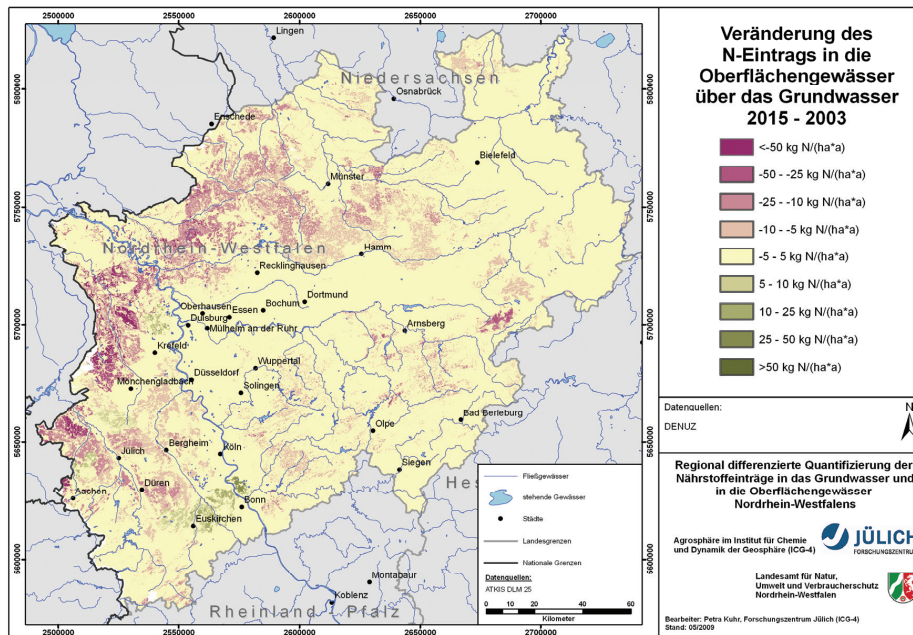


Abbildung 12-15: Veränderung der Nitratausträge in die Vorfluter über den Grundwasserpfad

12.4 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf Grundwasser

Beim Gewässermonitoring im Zusammenhang mit der Umsetzung der WRRL wurde deutlich, dass viele Grundwasserkörper in NRW das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen der Schwellenwerte für Nitrat nicht erreichen (siehe Abbildung 10-18). Für diese Grundwasserkörper sind Minderungsmaßnahmen durchzuführen, die in sogenannten Maßnahmenprogrammen festgelegt werden. Bei der Auswahl der Maßnahmen muss sowohl die Wirksamkeit für die Erreichung der Umweltziele als auch die Effizienz und Umsetzbarkeit unter Beachtung der sozioökonomischen Belange berücksichtigt werden.

Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt werden konnte, wurde das agroökonomisch-hydrologische Modell RAUMIS-GROWA-DENUZ-WEKU zur flächendifferenzierten Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser eingesetzt. Dies erfolgte für langjährige Mittelwerte basierend auf dem N-Überschussniveau 2003 bzw. auf den für 2015 prognostizierten N-Überschüssen des Baseline-Szenarios 2015. Auf diese Weise wurde die aktuelle bzw. 2015 zu erwartende Belastungssituation charakterisiert und Hotspot-Flächen identifiziert.

In diesem Kapitel werden für diese potenziellen Handlungsgebiete des Baseline-Szenarios die maximal tolerierbaren N-Überschüsse quantifiziert, die nicht überschritten werden dürfen,

wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll (Handlungsbedarf), siehe Wendland et al. 2009.

In reduzierten Aquiferen werden trotz hoher N-Einträge oftmals nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet (Kunkel & Wendland, 2006). Der Grund hierfür sind die in Kapitel 5.3 beschriebenen Denitrifikationsprozesse, die in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von organischem Kohlenstoff und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Verweilzeit des Nitrats im Aquifer zu einer signifikanten Reduzierung der Nitratkonzentration führen können. Während viele Aquifere im Norddeutschen Flachland ein solches denitrifizierendes Verhalten zeigen (Wendland et al., 2005), so treten reduzierte Aquifere in NRW nur vereinzelt auf (vgl. Kapitel 10.3 und Abbildung 10–28).

Diese Tatsache sollte allerdings nicht zu dem Schluss verleiten, dass in diesen Regionen dadurch höhere N-Einträge in das Grundwasser als in nicht denitrifizierenden Aquiferen erlaubt werden könnten. Der Nitratabbau im Grundwasser ist mit einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Inventars des Aquifers (org. C, Pyrit) verbunden. Sind diese Stoffe verbraucht, ist ein Nitratabbau nicht mehr möglich, sodass die Nitratkonzentrationen im Grundwasser stark ansteigen können, was in der Vergangenheit auch schon für eine Reihe von Brunnen beobachtet wurde (Rohmann & Sontheimer, 1985).

Damit die auch in einigen Lockergesteinsregionen NRWs auftretende Denitrifikationskapazität des Grundwassers über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollten die N-Einträge in das Grundwasser so weit wie möglich reduziert werden. Als ein Maß hierfür kann die Nitratkonzentration im Sickerwasser dienen. Im AGRUM-Projekt (Kreins et al. 2010, Wendland et al. 2009) sowie im EU-Life-Projekt WAGRICO (Kunkel et al., 2008) wurde als Modell-Bewirtschaftungsziel für das Grundwasser eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Trinkwassergrenzwert in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation. In Abstimmung mit dem LANUV wurde dieser Ansatz auf NRW übertragen.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und eines konstanten Denitrifikationspotenzials im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Überschüsse bestimmt. Durch eine "Rückwärtsrechnung" ist es dann möglich, den maximalen N-Überschuss aus der Landwirtschaft zu berechnen, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen N-Deposition, der N-Einträge in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Denitrifikation im Boden im Jahr 2015 zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss 2015 kann daraus der Minderungsbedarf für verschiedene Gebietskulissen bestimmt werden. Bezieht man das Modell-Bewirtschaftungsziel (50 mg/l NO_3^- im Sickerwasser) auf jede einzelne Rasterzelle, so ergibt sich das in Abbildung 12-16 dargestellte Bild.

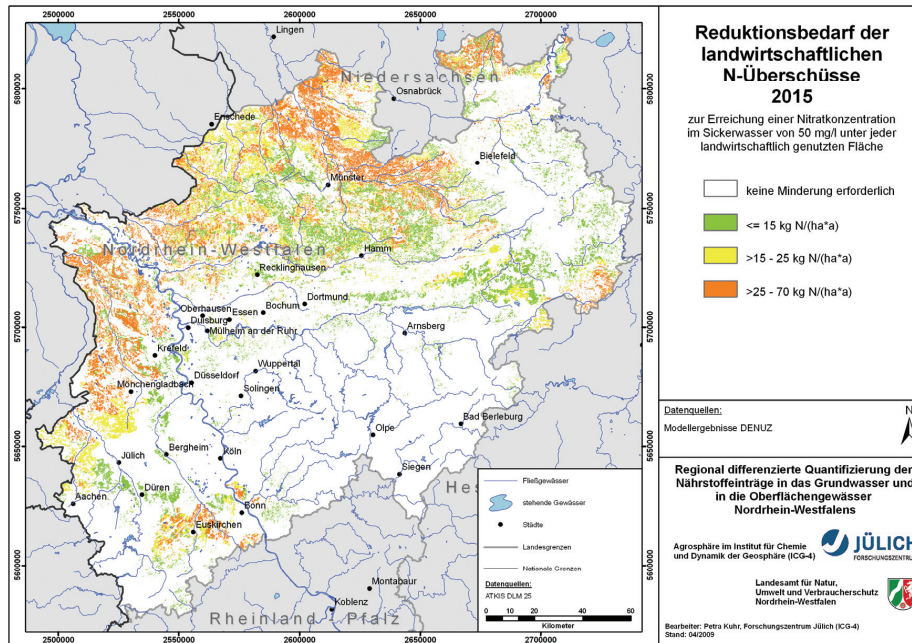


Abbildung 12-16: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf jede Rasterzelle

In weiten Bereichen im Nordwesten Nordrhein-Westfalens beträgt der über die Maßnahmen des Baseline-Szenarios hinausgehende Minderungsbedarf danach bis zu 50 kg N/(ha*a) oder mehr. Dieser hohe Reduktionsbedarf ist ein typischer Wert für viele intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger. Für das gesamte Bundesland NRW ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 12.000 t/a N. Es kann bezweifelt werden, dass durch Agrar-Umweltmaßnahmen Minderungen in dieser Höhe erzielt werden können, ohne signifikante wirtschaftliche Einbußen der Landwirte in Kauf zu nehmen.

Da die Wasserrahmenrichtlinie die Durchführung von Maßnahmenprogrammen jedoch für den gesamten Grundwasserkörper und nicht für jede landwirtschaftlich genutzte Teilfläche fordert, wird das Minderungsziel im folgenden Szenario als Mittelwert über alle landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb eines Grundwasserkörpers angegeben (Abbildung 12-17).

Für NRW ergäbe sich hierdurch ein Minderungsbedarf von insgesamt ca. 4.700 t/a N. Diese Zahl entspricht der noch erforderlichen N-Minderung für die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Grundwasserkörpern, in denen es trotz eines Ausgleichs zwischen den Landwirtschaftsflächen noch einen weitergehenden Reduktionsbedarf gibt, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l NO_3^- zu erreichen. Die betreffenden Grundwasserkörper sind in Abbildung 12-17 farbig dargestellt. Es wird deutlich, dass bei diesem Szenario ein weiterer Reduzierungsbedarf vor allem in den Grundwasserkörpern besteht, die hohe Flä-

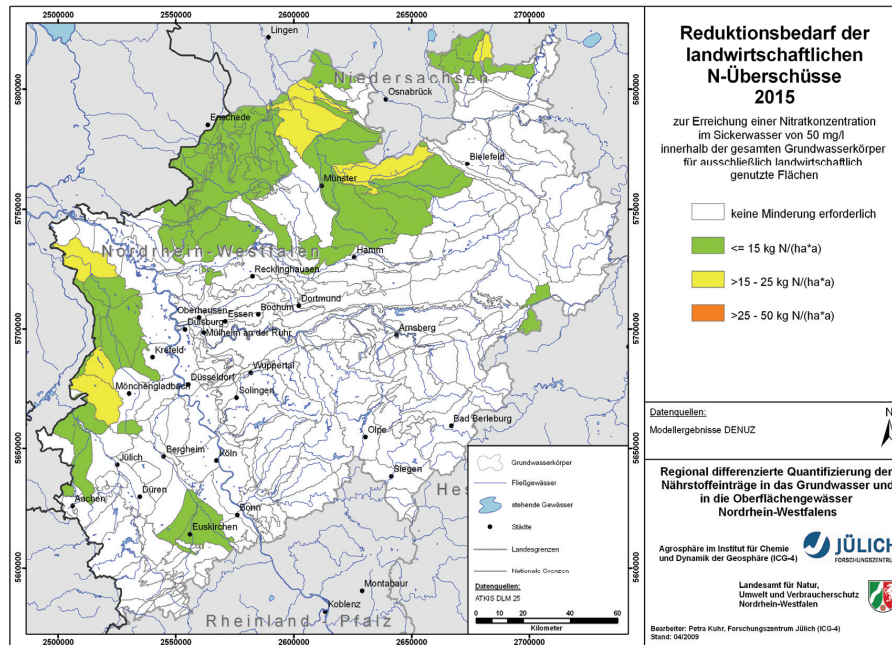


Abbildung 12-17: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Grundwasserkörpern

chenanteile an intensiv landwirtschaftlich genutzten Teilflächen aufweisen. In vielen Grundwasserkörpern im Südteil NRWs hätte die Berücksichtigung eines Ausgleichs zwischen den landwirtschaftlich genutzten Gebieten dagegen zur Folge, dass kein weiterer Minderungsbedarf besteht.

In einem weiteren Szenario wurde untersucht, wie sich der Einfluss von nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen (Verdünnungsflächen) auf die Höhe der mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser bzw. auf die Höhe des ausgewiesenen N-Minderungsbedarfs auswirkt (Abbildung 12-18).

Wie aus Abbildung 12-18 hervorgeht, könnte die Berücksichtigung von nichtlandwirtschaftlich genutzten Flächen als Verdünnungsflächen zu einer weiteren Reduzierung des Minderungsbedarfs führen. Aufgrund des hohen Waldanteils im Süden NRWs würde diese Vorgehensweise dazu führen, dass nahezu alle Grundwasserkörper keinen Reduktionsbedarf aufweisen. Auch bei zum Teil hohen lokalen N-Einträgen in das Grundwasser kann es dort dazu kommen, dass keine Reduktion der N-Überschüsse erforderlich ist, weil die aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser durch den Ausgleich mit den nichtlandwirtschaftlich genutzten Flächen bereits unter 50 mg/l liegt. Für das gesamte Bundesland ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 1.100 t/a N.

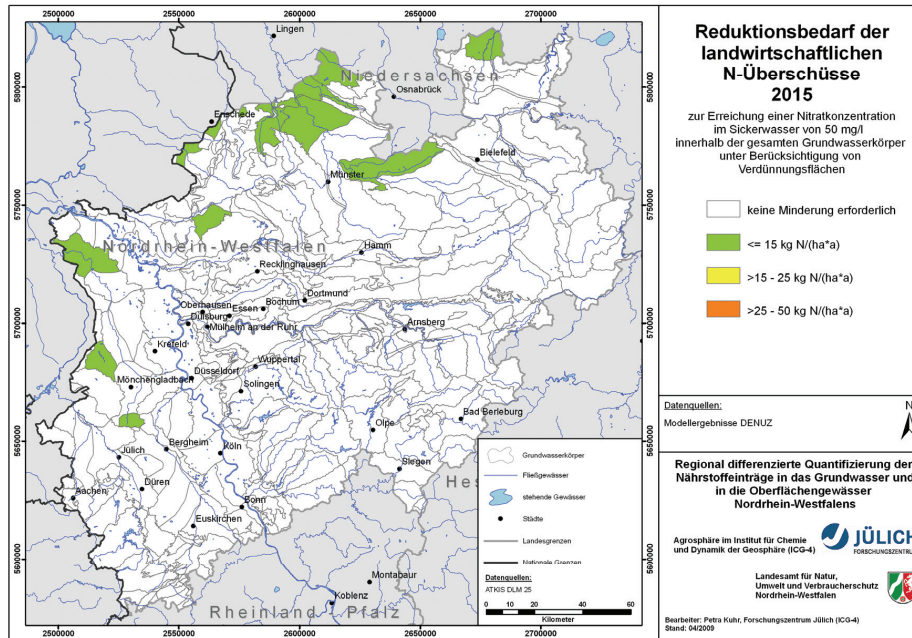


Abbildung 12-18: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l unter Einbeziehung von nicht-landwirtschaftlich genutzten Verdünnungsflächen

13. Zusammenfassung

Das übergeordnete Ziel des Projektes war die räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grund- und Oberflächenwasser in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen sowie die Analyse der Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade. Damit sollten Hotspots der Belastung und wichtige Ansatzpunkte für die Durchführung von Maßnahmen identifiziert werden. Untersucht wurde aber nicht nur der Ist-Zustand, sondern auch das so genannte Baseline-Szenario, das sich auf den voraussichtlichen Zustand in 2015 unter Berücksichtigung der Umsetzung von grundlegenden Maßnahmen im Sinne der WRRL bezieht. Das Baseline-Szenario berücksichtigt aktuelle agrarökonomische Entwicklungen aber auch die Umsetzung geltender umweltrechtlicher Bestimmungen. Besonders gravierende Auswirkungen werden dabei aufgrund der Umsetzung der Düngeverordnung erwartet, die schon ab 2011 eine drastische Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen erfordert.

Das für die Abschätzung der Nährstoffbelastung eingesetzte integrative Modellinstrument sollte durch eine Kombination von Ansätzen zur Quantifizierung der Einträge aus punktförmigen und diffusen Quellen dazu in der Lage sein, die komplexen agrarökonomischen sowie hydrologischen und hydrogeologischen Wechselwirkungen und Zusammenhänge simultan zu berücksichtigen. Auf diese Weise sollten vorrangig räumliche Belastungsschwerpunkte und damit prioritäre Bereiche für die Maßnahmendurchführung identifiziert werden.

Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster, teilweise auch im 10 m-Raster. Daten- und Informationsgrundlage des Projektes bildeten aktuelle, von offiziellen Landeseinrichtungen erhobenen Datenbestände, die flächendeckend digital (Vektor- oder Rasterformat) für NRW verfügbar sind.

1. *Für die integrativen Analysen der Nährstoffbelastungen der Oberflächengewässer und der Grundwasserkörper wurde das agrarökonomische Modell RAUMIS mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA und den reaktiven N-Transportmodellen DENUZ/WEKU sowie dem P-Transportmodell MEPhos gekoppelt.*

Mit diesem Modellverbund wurde eine flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste Analyse und Bewertung der diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer getrennt nach den wichtigsten hydrologischen Abflusskomponenten durchgeführt. Weiterhin wurden die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter sowie die Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern berücksichtigt. Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster bzw. 10 m-Raster für die Eintragspfade Erosion und Abschwemmung für das gesamte Bundesland NRW.

In diesem Zusammenhang wurde für N und P eine regional differenzierte Analyse für den Ist-Zustand (2003) durchgeführt. Die Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2015 wurden darüber hinaus für die N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer prognostiziert. Da sich die Modelle aufgrund ihrer jeweiligen Schwerpunkte ergänzen, wurden hierbei

– gerade bei den Szenarioanalysen – Synergien realisiert, die eine ganzheitliche, zugleich aber auch regional differenzierende Betrachtung der Nährstoffproblematik ermöglicht haben.

2. *Mit der Wasserhaushaltsmodellierung wurde die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse in NRW und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet.*

Für eine nach den Abflusskomponenten Direktabfluss (natürlicher Interflow, Dränabflüsse, Oberflächenabfluss) und Grundwasserabfluss differenzierte Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer wurde das Wasserhaushaltsmodell GROWA eingesetzt. Die Ermittlung des erosiven Bodenabtrags, der besonders für die Ermittlung der diffusen P-Einträge in die Vorfluter eine Rolle spielt, erfolgte über Berechnungsalgorithmen, die im MEPhos-Modell integriert sind. Vor dem Hintergrund, dass die Modellierung die mittlere langjährige – und damit regional typische – hydrologische Situation abbilden sollte, erfolgten die GROWA-Modellrechnungen für die hydrologische Referenzperiode 1961-1990. Das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung dokumentiert die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag in die Gewässer.

In den grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen in der Köln-Aachener Bucht sowie in Teilen des Norddeutschen Tieflands entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe, weil das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen kann. In den grundwasser- und staunässebeeinflussten Bereichen der Lockergesteinsregionen hingegen wird mehr als 60 % des Gesamtabflusses über künstliche Entwässerungssysteme (Dränagen), d. h. hydrologisch als Direktabfluss, abgeführt. Für die Festgesteinsregionen im Südteil NRWs ergeben sich mit bis zu mehr als 80 % sogar noch höhere Direktabflussanteile, hier jedoch bedingt durch den natürlichen Interflow. Da der natürliche Interflow eine Funktion der natürlichen Standortbedingungen ist, sind die Eingriffsmöglichkeiten des Menschen, z. B. zur Erhöhung der Verweilzeiten und damit der Nitratabbauraten im Boden, gering. Ein Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Abflüssen von 68 Teileinzugsgebieten ergab in den meisten Fällen Abweichungen zwischen weniger als 10 % und ca. 20 %, was eine gute Übereinstimmung darstellt.

3. *Die N- und P-Bilanzen sind seit 1990 sektoral erheblich zurückgegangen, wobei gravierende regionale Unterschiede bestehen.*

Das Modellsystem RAUMIS des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI) ist ein regional differenziertes Agrarsektormodell für die Bundesrepublik Deutschland. Hauptziele, die mit der Entwicklung des Modellsystems RAUMIS verfolgt wurden, sind erstens die geschlossene, regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors und zweitens die mittelfristige Wirkungsanalyse alternativer Agrar- und Umweltpolitiken hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion, des Faktoreinsatzes im Agrarsektor, des landwirtschaftlichen Einkommens, der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte und der Agrar-Umwelt-Beziehungen. Im Rahmen des Projektes wurde RAUMIS zur Abschätzung der aktuellen Nährstoffbilanzen sowie der Nährstoffbilanzen für das Zieljahr 2015 eingesetzt. Hierbei wurden wichtige agrar- und agrarumwelt-

politische sowie sonstige Einflussgrößen wie die Novellierung des EEG und sich ändernde Agrarmarktpreise berücksichtigt

Die Flächenbilanzen für Stickstoff und Phosphor sind bundesweit seit Ende der Achtziger Jahre stark zurückgegangen. Während der N-Bilanzüberschuss 1990 noch bei fast 130 kg/ha lag, sank er bis 2002 um rund 50 kg oder rund ein Drittel auf 80 kg/(ha·a) ab. Auch der P-Bilanzüberschuss, der 1985 bei knapp 30 kg/ha lag, konnte bis 2002 um rund 2/3 auf unter 10 kg/(ha·a) reduziert werden. Dennoch finden sich vor allem in den viehstarken Regionen im Norden und Nordwesten von NRW auch 2003 noch Regionen, die durch N-Bilanzüberschüsse von mehr als 120 kg/ha LF (ohne atmosphärische Deposition) gekennzeichnet sind. Geringe Überschüsse finden sich hingegen in den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen, die gleichzeitig einen relativ geringen Anteil an Sonderkulturen aufweisen, wie z. B. in der Köln-Aachener Bucht und der Soester Börde. Hier werden nach den Modellrechnungen N-Bilanzüberschüsse von weniger als 50 kg/ha LF ausgewiesen.

4. Der Nitratabbau im Boden ist in NRW nur regional begrenzt bedeutsam.

Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird im DENUZ-Modell über die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden sowie durch das Nitratabbauvermögen des Bodens bestimmt. So zeigen die Modellrechnungen, dass in Flussniederungen mehr als 60 % der N-Einträge reduziert werden können, weil dort hohe C-Gehalte im Boden mit einer Staunässe- bzw. Grundwasserbeeinflussung sowie einer langen Verweilzeit im Boden einhergehen. Bedingt durch geringe Aufenthaltszeiten des Sickerwassers im Boden treten in den Braunerdeböden des Rheinischen Schiefergebirges dagegen nur geringe Nitratabbauraten im Boden auf. Auch im Münsterland und im Emseinzugsgebiet, d. h. in den Regionen mit hohem N-Bilanzüberschuss, werden in der Regel nicht mehr als 20 % der N-Überschüsse im Boden denitrifiziert. Dort treten zwar verbreitet grundwasserbeeinflusste Böden auf, jedoch ist die Aufenthaltszeit des Sickerwassers im Boden nur sehr gering (<3 Monate), so dass große Stickstoffmengen aus dem Boden ausgetragen werden können.

5. Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser finden sich für die Ausgangssituation 2003 in den viehstarken Regionen.

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate wurde die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Für das Rheinische Schiefergebirge, das durch hohe Sickerwasserraten und relativ geringe N-Überschüsse gekennzeichnet ist, wurden auf diese Weise Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von vielfach weniger als 25 mg/l NO_3^- berechnet. Für die meisten landwirtschaftlich intensiv genutzten nördlichen Landesteile NRWs ergeben sich jedoch Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 75 mg/l NO_3^- und mehr. Dort liegt auch die Mehrzahl der möglichen Hotspot-Gebiete der Grundwasserbelastung in NRW. Darüber hinaus stellen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser einen geeigneten Referenzrahmen für die Quantifizierung der erforderlichen Reduktion des N-Überschusses zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser (z. B. unterhalb des EG-Grenzwertes von 50 mg/l) dar.

6. Die simulierten N-Einträge über den Direktabfluss sind insbesondere in den künstlich entwässerten Niederungsregionen im Nordteil NRWs hoch.

Bei den N-Austrägen in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss treten die Regionen mit hohen Direktabflussanteilen, d. h. die Festgesteinsregionen im südlichen Teil und insbesondere die künstlich entwässerten Niederungsregionen im Nordteil NRW, hervor. Dort kommt es zu N-Austrägen mit dem Direktabfluss von zum Teil mehr als 80 kg/(ha·a). Diese resultieren aus dem Zusammenwirken hoher N-Überschüsse und relativ geringer Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden. Gemittelt über die ganze Landesfläche NRW liegen die N-Einträge über den Direktabfluss bei ca. 19 kg/(ha·a), was einer Gesamtfracht von ca. 64.000 t/a entspricht. Die mittleren N-Einträge über natürlichen Interflow liegen dabei bei ca. 15 kg/(ha·a), während die mittleren N-Einträge aus künstlich entwässerten Regionen bei ca. 35 kg/(ha·a) liegen. Dies unterstreicht die Relevanz der künstlichen Entwässerungssysteme für die Nitratbefruchtung der Oberflächengewässer.

7. *In sauerstofffreien reduzierten Aquiferen mit geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers, wie sie vereinzelt im Nordwesten NRW auftreten, kann ins Grundwasser eingetragenes Nitrat auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut werden.*

Der Anteil der N-Austräge aus dem Boden, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, wird über die Grundwasserneubildung in das Grundwasser eingetragen und innerhalb des Aquifers zu einem Oberflächengewässer transportiert. Je nach dem vorherrschenden Denitrifikationsvermögen im Aquifer, können hierbei Nitratabbauprozesse ablaufen. Dieser reaktive N-Transport im Grundwasser wurde mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit der Grundwasserverweilzeiten, der N-Einträge in den Aquifer und der Nitratabbaubedingungen im Aquifer flächendifferenziert modelliert.

Dort, wo nitratabbauende Aquifere im Untergrund anstehen, ist zu erwarten, dass das gesamte ins Grundwasser eingetragene Nitrat auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut wird, selbst wenn die betreffende Region als Hotspot-Region für den N-Eintrag ins Grundwasser anzusehen ist. In anderen Landesteilen entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer aufgrund des Fehlens signifikanter Denitrifikationskapazitäten in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten dagegen im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser. Im Mittel NRW liegt der grundwasserbürtige N-Eintrag bei ca. 9 kg/(ha·a), was einer Gesamtfracht von ca. 30.000 t/a entspricht.

8. *Die punktförmigen N-Einträge in die Vorfluter machen in etwa ein Viertel der gesamten N-Fracht in den Vorflutern aus.*

Da NRW ein bevölkerungsreiches Bundesland ist, werden N-Einträge aus punktförmigen Quellen (kommunale Kläranlagen, Mischwassersysteme, Trennkanalisation) in NRW immer von Bedeutung sein. Durch den Ausbau der Kläranlagen in den letzten 25 Jahren konnten die N-Einträge über diesen Eintragspfad zwar bereits deutlich reduziert werden, jedoch liegt die Summe aus kommunalen und industriellen Kläranlagen bei immer noch ca. 20.000 t/a. Die Einträge aus der Mischwasserentlastung sind demgegenüber mit ca. 2.100 t/a deutlich geringer. Die Ermittlung dieser punktförmigen N-Einträge erfolgte im MEPhos-Modell.

9. *Bezogen auf die eingetragene N-Gesamtmenge in die Vorfluter ist der Eintrag über den natürlichen Interflow dominierend; bezogen auf die eingetragene N-Menge pro Fläche*

cheneinheit (ha) ist der N-Eintrag über Dränagen und Entwässerungsgräben am bedeutendsten.

Die Einträge über die einzelnen Pfade variieren deutlich innerhalb der Landschaftsräume NRW. Insgesamt ist der diffuse N-Eintrag in den südlichen Teilräumen NRW (z. B. Rheinisches Schiefergebirge) geringer als im Norden. Dies liegt an der regional hohen Viehdichte im Nordteil NRW, die die N-Bilanzüberschüsse deutlich erhöht sowie an den insgesamt hohen N-Depositionsraten. Zusätzlich führt der hohe Anteil an Dränflächen im Nordwestteil zu einem beschleunigten N-Austrag aus dem Boden, so dass der mikrobielle N-Abbau im Boden in einem nur sehr begrenzten Umfang erfolgen kann. Die modellierten Gesamt-N-Einträge in die Oberflächengewässer NRW für den Ist-Zustand 2003 liegen bei insgesamt ca. 117.000 t/a. Diese Einträge erfolgen hauptsächlich über die Eintragspfade: natürlicher Interflow (30 %), Punktquellen und Einträge aus urbanen Flächen (26 %), Grundwasser (26 %), Dränagen (18 %).

Im Hinblick auf die diffusen N-Einträge pro Flächeneinheit (ha) ergibt sich ein anderes Bild. Mit ca. 35 kg/(ha·a) stellen bei dieser Betrachtungsweise die N-Einträge aus Dränagesystemen den mit Abstand wichtigsten Eintragspfad dar, während die N-Einträge über den natürlichen Interflow bei ca. 15 kg/(ha·a) und beim Grundwasserabfluss in der Größenordnung von lediglich ca. 9 kg/(ha·a) liegen. Die Entwicklung von Maßnahmen zur Reduktion der N-Einträge auf Standorten, die über Dränagesysteme entwässert werden, wäre damit eine Möglichkeit, N-Einträge in die Vorfluter gezielt, d. h. auf einer relativ begrenzten Fläche zu steuern. Bei Standorten, die durch natürlichen Interflow oder über den Grundwasserabstrom entwässert werden, ist diese Steuerungsmöglichkeit nicht gegeben, da der Abfluss (und damit die N-Einträge) von den natürlichen Standortbedingungen (Boden, Geologie etc.) abhängt. Dort lässt nur eine deutliche Reduzierung der N-Bilanzüberschüsse eine Verringerung der Gewässerbelastung erwarten.

10. Modellerte N-Einträge in die Flüsse für die Ausgangssituation 2003 wurden mit Messwerten im Vorfluter abgeglichen.

Um die modellierten diffusen N-Einträge in die Vorfluter mit im Fluss gemessenen Werten vergleichen zu können, wurden alle signifikanten Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen erfasst sowie die Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern berücksichtigt. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer standen für NRW langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Nitratkonzentration) von 22 Teileinzugsgebieten zur Verfügung. Mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,97$ ergab sich eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten.

11. Bis zum Zieljahr 2015 ist nach den Modellrechnungen insgesamt eine weitere Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse erwartbar.

Die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahre 2015 wird durch eine Vielzahl von Einzeleffekten beeinflusst, die regional sowohl bzgl. ihrer Wirkungsrichtung als auch bzgl. ihrer Wirkungshöhe unterschiedlich ausfallen können.

Insgesamt hat nach den Modellrechnungen die Novellierung der Düngeverordnung bis zum Jahre 2015 den größten Einfluss auf die N-Bilanzüberschüsse. Aufgrund der vielfältigen Anpassungsmöglichkeiten zur Einhaltung der Auflagen bzgl. des Nährstoffeinsatzes der DüV lässt sich das Reduktionspotenzial bei den Nährstoffüberschüssen nur näherungsweise abschätzen. Danach ist bei den analysierten Einzelbetrieben eine Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse zwischen 14-21 kg N/ha LF erwartbar. Wird eine Verteilung von Nährstoffen durch Transporte von Überschuss- zu Zuschussbetrieben berücksichtigt, dürfte das Reduktionspotenzial geringer ausfallen.

Der zweitgrößte Einfluss bzgl. der N-Bilanzen geht von der Entkopplung der Tierprämien und der damit einhergehenden Reduzierung des Rinderbestandes aus. Diese Reduzierung kann derzeit schon in der Agrarstatistik beobachtet werden und trägt mit durchschnittlich -8 kg N/ha LF nicht unerheblich dazu bei, dass die Restriktionen der DüV leichter erreicht werden können.

Auch ohne die Aufhebung der obligatorischen Flächenstilllegung wären die Stilllegungsflächen bis 2015 weitgehend in Bewirtschaftung genommen worden und zwar durch den Anbau von Biomasse zur Energieerzeugung. In einer Situation ohne Förderung nachwachsender Rohstoffe zur Energieerzeugung würde die Aufhebung der obligatorischen Flächenstilllegung und der Anbau konventioneller Verfahren auf den freiwerdenden Flächen zu einer Zunahme der N-Bilanzüberschüsse um etwa 0,7 kg N/ha LF führen.

Der Anbau von Biomasse zur Biogaserzeugung spielt für die Nährstoffbilanzen eine wichtige Rolle, da die Nährstoffe im vergorenen Substrat erhalten bleiben und als Wirtschaftsdünger zur Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen anfallen. Nach Meinung von Experten ist das Gärsubstrat wie Wirtschaftsdünger aus der Viehhaltung einzustufen. Werden für den Ausnutzungsgrad entsprechende Annahmen getroffen⁹, so nimmt der N-Bilanzüberschuss durchschnittlich um 3 kg N/ha LF und regional um bis zu 10 kg N/ha LF zu.

12. Es werden relativ hohe Verminderungen der Nitratkonzentration im Sickerwasser im durch intensive Viehhaltung geprägten Nordteil NRW erwartet, allerdings bei einem hohen Ausgangswert und immer noch recht hohen Werten im Jahre 2015.

Durch die im Baseline-Szenario abgebildeten Entwicklungen kann es in den meisten intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu einer Verminderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser kommen. Für den Süd- und Westteil NRW ist im Vergleich zur Situation 2003 eine Verminderung von in der Regel 10–25 mg/l zu erwarten. Eine Verminderung von bis zu 50 mg/l und mehr ergibt sich großflächig im durch intensive Viehhaltung geprägten Nordteil NRW (Münsterland und Ems-Einzugsgebiet).

Über den Direktabfluss kann dabei eine Verminderung der N-Austräge in die Oberflächengewässer von bis zu ca. 17.000 t/a erreicht werden. Die N-Austräge aus gedränten Gebieten pro Flächeneinheit liegen in diesem Fall bei ca. 21 kg/(ha·a), was gegenüber der Situation im Jahr 2003 einer Reduktion von ca. 14 kg/(ha·a) gleichkommt. Im Vergleich dazu liegt die N-

⁹ Die Annahmen sind wie folgt: bei der Vergärung entsteht ein Verlust von 10% der enthaltenen Nährstoffe; von den verbleibenden Nährstoffen sind 50% nicht pflanzenverfügbar, davon entweichen 40% gasförmig.

Reduktion pro Flächeneinheit für die Eintragspfade Grundwasser und natürlicher Interflow mit 2 bzw. 3 kg/(ha·a) auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Vor allem in der Festgesteinsregion im Südteil NRW hat das Baseline-Szenario 2015 daher nur sehr geringe Auswirkungen.

13. Hohe Verweilzeiten können selbst bei sinkenden Nährstoffbilanzüberschüssen kurz- und mittelfristig die Konzentrationen im Grundwasser ansteigen lassen

Im Hinblick auf eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen einer Änderung des N-Bilanzüberschusses und dessen Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers kommt der Analyse der Verweilzeiten (WEKU-Modellierung) zwischen der Einsickerung des Wassers in den Boden und den Grundwasserleiter und dem Austrag in ein Oberflächengewässer eine besondere Bedeutung zu.

Besonders kurze Verweilzeiten (häufig weniger als 5 Jahre) wurden für viele Mittelgebirgsbereiche berechnet. Im Lockergesteinsbereich dominieren jedoch aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers Verweilzeiten zwischen ca. 10 und 35 Jahren. Schadstoffgehalte im Grundwasser können dort daher auch dann noch steigen, wenn das Baseline-Szenario bzw. über das Baseline-Szenario hinausgehende gezielte Reduktionsmaßnahmen (siehe unten) schon eingeleitet worden sind.

Über eine Verweilzeitenanalyse kann ggf. gegenüber der EU begründet werden, warum ein Maßnahmenprogramm zwar geeignet ist, die Ziele der WRRL zu erreichen, jedoch aufgrund der hydrodynamischen Gegebenheiten im Boden- und Grundwassersystem eine Einhaltung der Zeitvorgaben (2015) nicht möglich ist.

14. Trotz der positiven Entwicklungen bis 2015 ist ein zusätzlicher Minderungsbedarf vorhanden um die Schutzziele für das Grundwasser zu erreichen

Als ein Maß für die maximal tolerierbaren N-Überschüsse, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll, wurde in Abstimmung mit dem LANUV eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Schwellenwert für Nitrat in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden wurde durch eine "Rückwärtsrechnung" der maximale N-Überschuss aus der Landwirtschaft berechnet, der im Jahr 2015 zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss 2015 wurde daraus der Minderungsbedarf bestimmt.

Wenn der Minderungsbedarf für jede einzelne Rasterzelle bestimmt wird, so liegt dieser in weiten Teilen des Nordteils NRW zwischen 25 und 70 kg/(ha·a). Dieser hohe Reduktionsbedarf ist ein typischer Wert für viele intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger. Im Mittel über alle Flächen mit Minderungsbedarf in NRW ergibt sich hierdurch ein zusätzlicher, d. h. über die im Baseline-Szenario berücksichtigten Maßnahmen

hinausgehender, N-Minderungsbedarf von ca. 19 kg/(ha·a). Der gesamte für NRW zu realisierende N-Minderungsbedarf würde bei ca. 12.000 t/a liegen.

Zusätzlich wurde analysiert, wie hoch der mittlere N-Minderungsbedarf für die landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb eines Grundwasserkörpers ist. Da hierbei sowohl Flächen mit sowie Flächen ohne Minderungsbedarf berücksichtigt werden, reichte in vielen Fällen der Ausgleich zwischen den landwirtschaftlich genutzten Flächen eines Grundwasserkörpers, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l NO_3^- sicherzustellen. In Grundwasserkörpern mit einem hohen Anteil an intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen bleibt der N-Minderungsbedarf jedoch bestehen. Er würde im Mittel für NRW bei ca. 8 kg/(ha·a) liegen, was einer Gesamtsumme von ca. 4.700 t/a entsprechen würde.

15. Mit dem MEPhos-Modell wurden mittlere Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktuellen Quellen quantifiziert

Das Modell MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung und Erosion. Es wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren.

16. Die kommunalen Kläranlagen sind die quantitativ bedeutendste P-Quelle in NRW

Auch nach umfangreicher Ertüchtigung der kommunalen Kläranlagen über die letzten ca. 25 Jahre stellen kommunale Kläranlagen nach wie vor den Eintragspfad dar, über den die größte P-Emission in die Oberflächengewässer erfolgt (33 % der gesamten P-Einträge). Ursache hierfür ist die hohe Bevölkerungsdichte in NRW, die insbesondere in den Ballungsräumen an Rhein und Ruhr auftritt.

17. Die Bodenerosion ist für diffuse P-Einträge maßgeblich verantwortlich.

Die Quantifizierung des mittleren partikulären P-Eintrags über Erosion stützt sich auf eine ABAG-Modellierung unter Verwendung hoch aufgelöster Landnutzungs- und Reliefdaten. Daran schließen sich eine Reliefanalyse und die Ausweisung geländebedingter Tiefenlinien zur Ermittlung der Sedimentanlieferung in die Oberflächengewässer an. Der hohe Mittelgebirgsanteil in NRW führt zu hohen Sedimenteinträgen, insbesondere wenn steigende Reliefenergie, erosionsanfällige Lössböden und Kulturarten mit geringem Bodenbedeckungsgrad (Zuckerrüben, Mais) zusammentreffen. Dies zeigt sich an den überdurchschnittlich hohen Werten für den modellierten Bodenabtrag und P-Eintrag im Haarstrang, im Weserbergland sowie im Mettmanner Löss-Hügelland.

18. Bei P-Einträgen aus urbanen Quellen spielen Trennkanalisationen, Abflüsse von überörtlichen Straßen und Mischwasserentlastungen eine große Rolle. Die quantitative Bedeutung der drei Quellen ist in etwa gleich groß.

Der grundsätzlich hohe Urbanisierungsgrad, das dichte Fernstraßennetz sowie der zumindest flussgebietsweise hohe Anteil an Mischwassersystemen am gesamten Kanalisationsnetz (v. a. in den Einzugsgebieten von Rhein, Ruhr und Emscher) führen zu hohen P-Einträgen aus der urbanen Fläche. Ungeachtet des Ausbaus von Sonderbauwerken und der

damit verbundenen Reduzierung des punktuellen P-Eintrags emittieren die drei Quellen ca. 43 % aller P-Einträge.

19. Modellierte P-Einträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Vorfluter abgeglichen.

Um die modellierten diffusen P-Einträge in die Vorfluter mit im Fluss gemessenen Werten vergleichen zu können, werden alle signifikanten Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen sowie die P-Retention bei Aufstau berücksichtigt. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer standen für NRW langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Nitratkonzentration) von 38 Teileinzugsgebieten zur Verfügung. Mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,98$ ergab sich eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten P-Frachten.

Die Ergebnisse des Vorhabens sollen als Grundlage für die Ermittlung räumlicher Belastungsschwerpunkte und damit für die Priorisierung von Maßnahmen zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge dienen. Dies ermöglicht Aussagen über die Erreichbarkeit von Umweltzielen für die Grund- und Oberflächenwasserkörper in NRW.

14. Literatur

- AGGERVERBAND (HRSG., 2003 A): TRINKWASSERANALYSE 2003, WASSERWERK AUHEL.- GUMMERSBACH, 1 S.
- AGGERVERBAND (HRSG., 2003 B): TRINKWASSERANALYSE 2003, WASSERWERK ERLIHAGEN.- GUMMERSBACH, 1 S.
- AHNERT F. (1996): EINFÜHRUNG IN DIE GEOMORPHOLOGIE.- STUTTGART, 440 S.
- AHUJA L.R., CASSEL D.K., BRUCE, R.R. & BARNES B.B. (1988): EVALUATION OF SPATIAL DISTRIBUTION OF HYDRAULIC CONDUCTIVITY USING EFFECTIVE POROSITY DATA.- SOIL SCI. 148, 404–411.
- ALLEN R.G., PEREIRA L.S., RAES D. & SMITH M. (2000): CROP EVAPOTRANSPIRATION – GUIDELINES FOR COMPUTING CROP WATER REQUIREMENTS.- FAO IRRIGATION AND DRAINAGE PAPER 56, 300 S.
- ANDERSEN L.J. & KRISTIANSEN H. (1984): NITRATE IN GROUNDWATER AND SURFACE WATER RELATED TO LAND USE IN THE KARUP BASIN, DENMARK. ENVIR. GEOL. 5 (4), 207–212.
- ARBEITSGRUPPE BK50 (HRSG., 2001): ALLGEMEINE INFORMATIONEN ZUR BODENKUNDE 1:50.000.- KREFELD, 55 S.
- ATV-A 128 (1992): RICHTLINIEN FÜR DIE BEMESSUNG UND GESTALTUNG VON REGENENTLASTUNGSANLAGEN IN MISCHWASSERKANÄLEN.- ATV-DVWK-REGELWERK, 2/2001, 1–114.
- ATV-DVWK, DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (HRSG., 2002): VERDÜNNUNG IN BEZUG ZU LANDNUTZUNG, BEWUCHS UND BODEN.- ATV-DVWK-REGELWERK, MERKBLATT, 504, HENNEF, 144 S.
- AUERSWALD K. (1998): BODENEROSION DURCH WASSER.- IN: RICHTER G. (HRSG., 1998): BODENEROSION - ANALYSE UND BALANZ EINES UMWELTPROBLEMS.- DARMSTADT, 33–37.
- AUERSWALD K. (1993): BODENEIGENSCHAFTEN UND BODENEROSION – WIRKUNGSWEGE BEI UNTERSCHIEDLICHEN BETRACHTUNGSMAßSTÄBEN.- RELIEF, BODEN, PALÄOKLIMA, 8, BERLIN U. STUTTGART, 208 S.
- AUERSWALD K. (1987): SENSITIVITÄT EROSIONSBESTIMMENDER FAKTOREN.- WASSER BODEN, 39(1), 34–38.
- AUERSWALD K. & SCHMIDT F. (1986): ATLAS DER EROSIONSGEFÄHRDUNG IN BAYERN. KARTEN ZUM FLÄCHENHAFTEN BODENABTRAG DURCH REGEN.- GLA FACHBERICHTE, 1, MÜNCHEN, 74 S.
- AUERSWALD K. & SCHRÖDER R. (2001): SIMULATION VON VERSCHLÄMMUNGSGESTEUERTEM ABFLUSS HETEROGEN GENUTZTER EINZUGSGEBIETE.- WASSER BODEN, 53(10), 17–20.
- BACH M., FREDE H.-G. & LANG G. (1997): ENTWICKLUNG DER STICKSTOFF-, PHOSPHOR- UND KALIUM-BILANZ DER LANDWIRTSCHAFT IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND. STUDIE DER GESELLSCHAFT FÜR BODEN- UND GEWÄSSERSCHUTZ E.V., WETTENBERG, 77 S.
- BAUMGARTNER A. & LIEBSCHER H.-J. (1990): LEHRBUCH DER HYDROLOGIE, BAND 1: ALLGEMEINE HYDROLOGIE, STUTTGART, 673 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BETRIEBSWIRTSCHAFT UND AGRARSTRUKTUR (1986): NÄHRSTOFFENTZUGS- UND BEDARFSWERTE, MÜNCHEN.
- BEHRENDT H. & OPITZ D. (2000): RETENTION OF NUTRIENTS IN RIVER SYSTEMS: DEPENDENCE ON SPECIFIC RUNOFF AND HYDRAULIC LOAD.- HYDROBIOLOGIA, 410, 111–122.
- BEHRENDT H., HUBER P., LEY M., OPITZ D., SCHMOLL O., SCHOLZ G. & UEBE R. (1999): NÄHRSTOFFBILANZIERUNG DER FLUGGEBIETE DEUTSCHLANDS.- UBA-TEXTE, 75/99, BERLIN, 289 S.
- BEICHERT J. & HAHN H. H. (1996): LANGZEITSIMULATION VON ABFLUß UND FESTSTOFFFRACHT FÜR GENERALISIERTE MISCHWASSERNETZE.- IN: BEICHERT J., HAHN H. H. & FUCHS S. (HRSG., 1996): STOFFAUSTRAG AUS KANALISATIONEN - HYDROLOGIE BEBAUTER GEBIETE.- WEINHEIM, 184–197.
- BERNHARDT H. (HRSG., 1978): PHOSPHOR - WEGE UND VERBLEIB IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND.- WEINHEIM, 273 S.
- BEUDERT G. (1997): GEWÄSSERBELASTUNG UND STOFFAUSTRAG VON BEFESTIGTEN FLÄCHEN IN EINEM KLEINEN LÄNDLICHEN EINZUGSGEBIET.- DISS., UNIV. KARLSRUHE, INST. SIEDLUNGSWASSERWIRTSCH., SCHR.-R. ISWW, 80, MÜNCHEN U. WIEN, 216 S.
- BEYER W. (1964): ZUR BESTIMMUNG DER WASSERDURCHLÄSSIGKEIT VON KIESEN UND SANDEN AUS DER KORNERTEILUNG.- WASSERWIRTSCHAFT-WASSESTECHNIK (WWT), BERLIN-OST, 165–169.
- BGR (1995): BODENÜBERSICHTSKARTE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 1:1.000.000, BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, HANNOVER, 1995.
- BGR & SGD (2000): METHODENDOKUMENTATION BODENKUNDE – AUSWERTUNGSMETHODEN ZUR BEURTEILUNG DER EMPFINDLICHKEIT UND BELASTBARKEIT VON BÖDEN.- GEOL. JB., REIHE G, SG 1, 1–232.

- BLANKENBURG J. (1983): UNTERSUCHUNGEN ZUR PHOSPHATDYNAMIK SAURER ORGANISCHER BÖDEN IM HINBLICK AUF DIE REDUZIERUNG DES PHOSPHORAUSTRAGES UND DER GEWÄSSEREUTROPHIERUNG DURCH BODEN- UND DÜNGE-TECHNISCHE MAßNAHMEN.- GÖTTINGER BODENKUNDL. BER., 78, 1–106.
- BLANKENBURG J. & SCHEFFER B. (1985): PHOSPHATDYNAMIK SAURER ORGANISCHER BÖDEN.- MITT. DTSCH. BODENKUNDL. GES., 43/1, 43–48.
- BMU (1998): HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND (HAD) – ERSTE LIEFERUNG ALS ANDRUCK
- BOGENA H., KUNKEL R., SCHÖBEL T., SCHREY H.-P. & WENDLAND F. (2003): DIE GRUNDWASSERNEUBILDUNG IN NORD-RHEIN-WESTFALEN.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 37, JÜLICH, 148 S.
- BORCHARDT D. ET AL. (2005): DIE WASSERRAHMENRICHTLINIE – ERGEBNISSE DER BESTANDSAUFNAHME 2004 IN DEUTSCHLAND.- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT; UMWELTBUNDESAMT, 68 S.
- BÖTTCHER P., STREBEL O. & DUYNISVELD W.H.M. (1989). KINETIK UND MODELLIERUNG GEKOPPELTER STOFFUM-SETZUNGEN IM GRUNDWASSER EINES LOCKERGESTEINSAQUIFERS. GEOL. JB., C 51, 3–40.
- BÖTTCHER J., STREBEL O. & DUYNISVELD W. H. M. (1985): VERTIKALE STOFFKONZENTRATIONSPROFILE IM GRUNDWAS-SER EINES LOCKERGESTEINSAQUIFERS UND DEREN INTERPRETATION (BEISPIEL FUHRBERGER FELD). Z. DT. GEOL. GES., HANNOVER, 136, 543–552.
- BRAUN M. & LEUENBERGER J. (1991): ABSCHWEMMUNG VON GELÖSTEM PHOSPHOR AUF ACKERLAND UND GRASLAND WÄH-REND DEN WINTERMONATEN.- LANDWIRTSCH. SCHWEIZ, 4(10), 555–560.
- BRAUN M., HURNI P. & VON ALBERTINI N. (1993): ABSCHWEMMUNG VON PHOSPHOR AUF GRASLAND AN ZWEI VERSCHIEDE-NEN STANDORTEN IM EINZUGSGEBIET DES SEMPACHERSEES.- LANDWIRTSCH. SCHWEIZ, 6(10), 615–620.
- BRITZ W. (ED) (2005). CAPRI MODELLING SYSTEM DOCUMENTATION (ONLINE). [HTTP://WWW.AGP.UNI-BONN.DE/AGPO/RSRCH/CAPRI/CAPRI-DOCUMENTATION.PDF](http://www.agp.uni-bonn.de/AGPO/RSRCH/CAPRI/CAPRI-DOCUMENTATION.PDF). 03.12.2008
- BROERS H.P., GRIFFIEON J., WILLEMS W.J. & FRATERS D. (2004): SHOULD THE TEST DEPTH FOR NITRATE IN GROUNDWA-TER BE CHANGED? BACKGROUND DOCUMENT FOR EVALUATION OF THE 2004 FERTILIZER ACT.- TNO-RAPPORT, NITG 04-066-A, 68 S.
- BROMBACH H. & FUCHS S. (2003): DATENPOOL GEMESSENER VERSCHMUTZUNGSKONZENTRATIONEN IN MISCH- UND TRENNKANALISATIONEN.- KA-ABWASSER, ABFALL, 50(4), 441–450.
- BUTZ J. (2005): STOFFSTROMBILANZEN FÜR PHOSPHOR UND SECHS SCHWERMETALLE AM BEISPIEL DES OBEREN KRAICH-BACHS.- SCHR.-R. SWW UNIV. KARLSRUHE, KARLSRUHE, 119, 193 S.
- CHRISTOFFELS E. (1992): GEWÄSSEGÜTEMESSTATIONEN AN DER ERFT MIT KONTINUIERLICHER ERFASSUNG VON WASSER-INHALTSTOFFEN. IN: WASSERWIRTSCH., 92(3), 116–118
- CZERATZKI W. (1976): SICKERWASSERMENGE SOWIE VERLAUF VON NÄHRSTOFF-KONZENTRATION UND AUSWASCHUNG IN EINEM BERECHNUNGSVERSUCH.- MITT. DTSCH. BODENKUNDL. GES., 23, 95–105.
- DETTE H.-H., MACKE E., DE VRIES J. M. & SCHULZ O. (1996): MISCHWASSERSCHMUTZFRACHTEN IN FLACHEN KANALNET-ZEN.- IN: BEICHERT J., HAHN H. H. & FUCHS S. (HRSG., 1996): STOFFFAUSTRAG AUS KANALISATIONEN – HYDROLOGIE BE-BAUTER GEBIETE.- WEINHEIM, 162–183.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (2004): GESETZ ZUR NEUREGELUNG DES RECHTS DER ERNEUERBAREN ENERGIEN IM STROMBE-REICH VOM 21. JULI 2004. BUNDESGESETZBLATT JAHRGANG 2004, TEIL I, NR. 40, AUSGEGEBEN ZU BONN AM 31. JULI.
- DILS R. M. & HEATHWAITE A. L. (1999): PHOSPHORUS TRANSPORT FROM DIFFUSE AGRICULTURAL SOURCES: SHALLOW SUBSURFACE PATHWAYS IN GRASSLAND SOILS.- IMPACT OF LAND USE CHANGE ON NUTRIENT LOADS FROM DIFFUSE SOURCES - PROCEEDINGS OF AN INTERNATIONAL SYMPOSIUM HELD DURING IUGG 99 AT BIRMINGHAM, UK, 18.-30. JULI 1999.- IAHS PUBL., 257, 57–64.
- DIN 4049-3 (1994): HYDROLOGIE, BEGRIFFE ZUR QUANTITATIVEN HYDROLOGIE.- BERLIN, 80 S.
- DÖRHÖFER G., KUNKEL R., TETZLAFF B. & WENDLAND F. (2001): DER NATÜRLICHE GRUNDWASSERHAUSHALT IN NIEDER-SACHSEN.- ARB.-H. WASSER, 2001/1, 109–167.
- DUTTMANN R. (1999): PARTIKULÄRE STOFFVERLAGERUNGEN IN LANDSCHAFTEN - ANSÄTZE ZUR FLÄCHENHAFTEN VORHER-SAGE VON TRANSPORTPFADEN UND STOFFUMLAGERUNGEN AUF VERSCHIEDENEN MAßSTABEBENEN UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG RÄUMLICH-ZEITLICHER ÄNDERUNGEN DER BODENFEUCHTE.- HANNOVER, 10, 234 S.
- DVWK (1996): ERMITTLUNG DER VERDUNSTUNG VON LAND- UND WASSERFLÄCHEN. (MERKBLÄTTER ZUR WASSERWIRT-SCHAFT, 238), DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (HRSG), BONN.
- DVWK (1992): ENTNAHME UND UNTERSUCHUNGSUMFANG VON GRUNDWASSERPROBEN. DVWK-REGELN ZUR WASSER-WIRTSCHAFT, 128/1992, BONN.
- ERPENBECK C. (1987): ÜBER STOFFFAUSTRAG MIT DEM OBERFLÄCHEN- UND ZWISCHENABFLUß VON LANDWIRTSCHAFTLICHEN FLÄCHEN VERSCHIEDENER NUTZUNGSWEISE - EIN BEITRAG ZUR KLÄRUNG DER GEWÄSSERBELASTUNG IN MITTELGEBIRGSLA-GEN.- DISS. JUSTUS-LIEBIG-UNIV. GIEßEN, INST. MIKROBIOL. U. LANDESKULTUR, 201 S.

- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003a): VERORDNUNG (EG) NR. 1782/2003 DES RATES VOM 29. SEPTEMBER 2003 MIT GEMEINSAMEN REGELN FÜR DIREKTZAHLUNGEN IM RAHMEN DER GEMEINSAMEN AGRARPOLITIK UND MIT BESTIMMTEN STÜTZUNGSREGELUNGEN FÜR INHABER LANDWIRTSCHAFTLICHER BETRIEBE. AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN UNION L270
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003b): VERORDNUNG (EG) NR. 1784/2003 DES RATES VOM 29. SEPTEMBER 2003 ÜBER DIE GEMEINSAME MARKTORGANISATION FÜR GETREIDE
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003c): VERORDNUNG (EG) NR. 1787/2003 DES RATES VOM 29. SEPTEMBER 2003 ZUR ÄNDERUNG DER VERORDNUNG (EG) NR. 1255/1999 ÜBER DIE GEMEINSAME MARKTORGANISATION FÜR MILCH UND MILCHERZEUGNISSE
- EUROSTAT (1989): HANDBUCH ZUR LANDWIRTSCHAFTLICHEN UND FORSTWIRTSCHAFTLICHEN GESAMTRECHNUNG, LUXEMBURG.
- EU-WRRL (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES VOM 23. OKTOBER 2000 ZUR SCHAFFUNG EINES ORDNUNGSRAHMENS FÜR MAßNAHMEN DER GEMEINSCHAFT IM BEREICH DER WASSERPOLITIK.- O.O., 72 S.
- FAPRI (2008): U.S. AND WORLD AGRICULTURAL OUTLOOK.- FAPRI STAFF REPORT 08-FSR 1. [HTTP://WWW.FAPRI.ORG](http://www.fapri.org) AND [HTTP://WWW.FAPRI.MISSOURI.EDU](http://www.fapri.missouri.edu)
- FIER A. & SCHÄFER W. (2004): ERSTELLUNG VON AUSWERTUNGSKARTEN ZUR ABSCHÄTZUNG VON PHOSPHORAUSTRÄGEN AUS ACKERFLÄCHEN DURCH WASSEREROSION UND AUS MOOR- UND MARSCHBÖDEN MIT DEM DRÄNWASSER.- HANNOVER, 59 S.
- FOERSTER P. (1998): STOFFAUSTRÄGE IM OBERFLÄCHENABFLUß AUF GRÜNLAND IN DER MARSCH.- Z. KULTURTECHN. LANDENTW., 39, 12–16.
- FOERSTER P. (1988): STOFFGEHALTE UND STOFFAUSTRÄGE IM DRÄNWASSER BEI GRÜNLAND- UND BEI ACKERNUTZUNG IN DER NORDWESTDEUTSCHEN GEEST.- KALI-BRIEFE (BÜNTEHOF), 19(2), 169–184.
- FOERSTER P. (1984): STOFFGEHALTE IM DRÄN- UND IM GRUNDWASSER UND STOFFAUSTRÄGE IN EINEM SANDBODEN NORDWESTDEUTSCHLANDS BEI MINERALDÜNGUNG UND BEI ZUSÄTZLICHER GÜLLEDÜNGUNG.- KALI-BRIEFE (BÜNTEHOF), 17(5), 373–405.
- FOERSTER P. (1982): DRÄNWASSERUNTERSUCHUNGEN IN EINER NORDWESTDEUTSCHEN ACKER-MARSCH.- KALI-BRIEFE (BÜNTEHOF), 16(3), 159–174.
- FOERSTER P. (1973): EINFLUß HOHER GÜLLEGABEN UND ÜBLICHER MINERALDÜNGUNG AUF DIE STOFFBELASTUNG (NO₃, NH₄, P UND SO₄) IM BODEN- UND GRUNDWASSER IN SANDBÖDEN NORDWESTDEUTSCHLANDS.- Z. ACKER- U. PFLANZENBAU, 137, 270–286.
- FOERSTER P. & NEUMANN H. (1981): DIE STOFFBELASTUNG KLEINER FLIEßGEWÄSSER IN LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN GEBIETEN NORDDEUTSCHLANDS.- MITT. NIEDERSÄCHS. WASSERUNTERSUCHUNGSAMT HILDESHEIM, 7, 1–217.
- FOERSTER P., SCHEFFER B. & NEUHAUS H. (1985): DRÄNWASSERGÜTE UND NÄHRSTOFFAUSTRAG IM NORDWESTDEUTSCHEN RAUM AUF MARSCH, MOOR UND GEEST.- Z. DTSCH. GEOL. GES., 136, 497–504.
- FRATERS D., BOUMANS L.J.M., VAN ELZAKKER B.G., GAST L.F.L., GRIFFIOEN J., KLAVER G.T., NELEMANS J.A., VELTHOF G.L. & VELD H. (2006): A NEW COMPLIANCE CHECKING LEVEL FOR NITRATE IN GROUNDWATER? FEASIBILITY STUDY ON MONITORING THE UPPER FIVE METERS OF GROUNDWATER.- RIVM REPORT 680100006/2008, 161 S.
- FREDE H.-G. & DABBERT S. (HRSG., 1999): HANDBUCH ZUM GEWÄSSERSCHUTZ IN DER LANDWIRTSCHAFT.- 2. AUFL., LANDSBERG, 451 S.
- FRIED J. S., BROWN D. G., ZWEIFLER M. O. & GOLD M. A. (2000): MAPPING CONTRIBUTING AREAS FOR STORMWATER DISCHARGE TO STREAMS USING TERRAIN ANALYSIS.- IN: WILSON J. P. & GALLANT J. C. (HRSG., 2000): TERRAIN ANALYSIS – PRINCIPLES AND APPLICATIONS.- NEW YORK U.A., 183–203.
- FRÜCHTENICHT K. (1998): PROBLEMATIK HOCHAUFGEDÜNGTER BÖDEN.- ARB.-H. BODEN, 1998/1, 35–45.
- FRÜCHTENICHT K., STEFFENS G., MÄHLHOP R. & FEYEN A. (1996): HAT DIE P-SÄTTIGUNG IM OBER- UND UNTERBODEN EINEN EINFLUß AUF DEN P-GEHALT IN BODENEXTRAKT UND GRUNDWASSER.- OLDENBURG, 25 S.
- GABRIEL B. & ZIEGLER G. (1997): NATÜRLICHE UND ANTHROPOGEN ÜBERPRÄGTE GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT IN FESTGESTEINSAQUIFEREN. IN: MATSCHULLAT ET AL. (HRSG.): GEOCHEMIE UND UMWELT. HEIDELBERG, 343–357.
- GABRIEL B. & ZIEGLER G. (1989): DAS FESTGESTEINSMODELL GEOFEMLAW ALS GRUNDLAGE FÜR DIE NEUE METHODIK DER GRUNDWASSERNEUBILDUNGSBERECHNUNG IM FESTGESTEIN. WASSERWIRTSCHAFT-WASSTERTECHNIK 36(2), 33–36.
- GÁTH S., ANTONY F., BECKER K.-W., GERIES H., HÖPER H., KERSEBAUM C. & NIEDER R. (1997): BEWERTUNG DER STANDÖRTLICHEN DENITRIFIKATIONSLEISTUNG UND DES MINERALISATIONS-/IMMOBILISATIONSPOTENZIALS VON BÖDEN UND BODENNUTZUNGSSYSTEMEN.- MITT. DT. BODENKDL. GES. 85, 1373–1376.

- GAUGER TH., HAENEL H.-D., RÖSEMANN C., DÄMMGEN U., BLEEKER A., ERISMAN J.W., VERMEULEN A.T., SCHAAP M., TIMMERMANNS R.M.A., BULTJES P.J.H., DUYZER J.H., NAGEL H.-D., BECKER R., KRAFT P., SCHLUTOW A., SCHÜTZE G., WEIGELT-KIRCHNER R. & ANSHELM F. (2008): ERFÜLLUNG DER ZIELVORGABEN DER UNECE-LUFTREINHALTEKONVENTION (WIRKUNGEN). ABSCHLUSSBERICHT ZUM UFOPLAN-VORHABEN FKZ 204 63 252. IM AUFTRAG DES UMWELTBUNDESAMTES, GEFÖRDERT VOM BUNDESMINISTERIUM F. UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT. DESSAU-ROSSLAU.
- GD NRW, GEOLOGISCHER DIENST NRW (2003): INFORMATIONSSYSTEM HYDROGEOLOGISCHE KARTE VON NRW 1:100.000: ERLÄUTERUNG DER DATENFELDER, KREFELD
- GERB L. (1958): GRUNDWASSERTYPEN. VOM WASSER, WEINHEIM/BERGSTRASSE, 25, 16–47.
- GERDS W., JÄGER U., FRANKE C. & TREMMEL J. (1988): POTENTIELLE TRINKWASSERGEFÄHRDUNG DURCH LANDWIRTSCHAFTLICHE PFLANZENPRODUKTION AM BEISPIEL EINES LÖBSTANDORTES.- WISS. MITT. INST. GEOGR. GEOÖKOL. ADW DDR, 28, 47–70.
- GLA NRW, GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (HRSG., 2000): EROSIONS- UND VERSCHLÄMMUNGSGEFÄHRDUNG DER BÖDEN.- CD-ROM, KREFELD.
- GÖMANN H., KREINS P. & BREUER TH. (2008A): EINFLUSS STEIGENDER WELTAGRARPRISE AUF DIE WETTBEWERBSFÄHIGKEIT DES ENERGIEMAISANBAUS IN DEUTSCHLAND. SCHRIFTEN DER GESELLSCHAFT FÜR WIRTSCHAFTS- UND SOZIALWISSENSCHAFTEN DES LANDBAUES, 43, 517–527.
- GÖMANN H., HEIDEN M., KLEINHANß W., KREINS P., LEDEBUR O. VON, OFFERMANN F., OSTERBURG B. & SALAMON P. (2008B): HEALTH CHECK DER EU-AGRARPOLITIK – AUSWIRKUNGEN DER LEGISLATIVVORSCHLÄGE : STUDIE IM AUFTRAG DES BMELV, VTI, ARBEITSBERICHTE DES BEREICHS AGRARÖKONOMIE 2008/12, BRAUNSCHWEIG, 90 S.
- GÖMANN H., KREINS P. & SEIDEL K. (2008C): BEITRAG DER AKTUELLEN AGRARPOLITISCHEN ENTWICKLUNGEN ZUR ERREICHUNG DER ZIELE DER WRRL. AGRARSPECTRUM, 41, 19–38.
- GÖMANN H., KREINS P. & BREUER TH. (2007): DEUTSCHLAND – ENERGIE-CORN-BELT EUROPAS? AGRARWIRTSCHAFT, 56(5-6), 263-271.
- GÖMANN H., KREINS P. & ZABEL A. (2006): WOHIN WANDERT DIE MILCHPRODUKTION IN DEUTSCHLAND? LANDBAUFORSCHUNG VÖLKENRODE, 299, 97-108.
- HAIDER J. (2000): BEEINTRÄCHTIGUNG DER OBERFLÄCHENGEWÄSSERQUALITÄT DURCH DIE ABSCHWEMMUNG VON NÄHRSTOFFEN UND PFLANZENSCUTZMITTELN VON ACKERFLÄCHEN – EINE EMISSIONSBETRACHTUNG.- IN: LUA NRW (HRSG., 2000): LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, JAHRESBERICHT 1999.- ESSEN, 155–161.
- HANNAPPEL S. (1996): DIE BESCHAFFENHEIT DES GRUNDWASSERS IN DEN HYDROGEOLOGISCHEN STRUKTUREN DER NEUEN BUNDESLÄNDER. DISS. FU BERLIN, BERLINER GEOWISS. ABHANDLUNGEN, REIHE A, 182, BERLIN.
- HANNAPPEL S. & VOIGT H.-J. (1999): HYDROGEOLOGISCHE ERKUNDUNGSERGEBNISSE IM LAND BRANDENBURG (ANWENDUNGSBEISPIEL 5: REGIONALE DATENSAMMLUNGEN). IN: METHODEN FÜR DIE BESCHREIBUNG DER GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT, DVWK-SCHRIFTEN 125, BONN
- HASENPUSCH K. (1995): NÄHRSTOFFEINTRÄGE UND NÄHRSTOFFTRANSPORT IN DEN VORFLUTERN ZWEIER LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER GEWÄSSEREINZUGSGEBIETE.- LANDBAUFORSCHUNG VÖLKENRODE, 158, 1–217.
- HEATHWAITE A. L. (1997): SOURCES AND PATHWAYS OF PHOSPHORUS LOSS FROM AGRICULTURE.- IN: TUNNEY H., CARTON O. T., BROOKES P. C. & JOHNSTON A. E. (HRSG., 1997): PHOSPHORUS LOSS FROM SOIL TO WATER.- WALLINGFORD U. NEW YORK, 205–223.
- HENNINGS V. (2000) (KOORD.): METHODENDOKUMENTATION BODENKUNDE. AUSWERTUNGSMETHODEN ZUR BEURTEILUNG DER EMPFINDLICHKEIT UND BELASTBARKEIT VON BÖDEN. GEOL. JB., REIHE G, SG 1, HANNOVER, 232 S.
- HENRICHSMEYER W., CYPRIS C., LÖHE W., MEUDT M., SANDER R., VON SOTHEN F., ISERMAYER F., SCHEFSKI A., SCHLEEF K.-H., NEANDER E., FASTERDING F., HELMCKE B., NEUMANN M., NIEBERG H., MANEGOLD D. & MEIER T. (1996): ENTWICKLUNG EINES GESAMTDEUTSCHEN AGRARSEKTORMODELLS RAUMIS96. ENDBERICHT ZUM KOOPERATIONSPROJEKT. FORSCHUNGSBERICHT FÜR DAS BML (94 HS 021), VERVIELFÄLTIGTES MANUSKRIFT BONN/BRAUNSCHWEIG.
- HENRICHSMEYER W., SROTMAN B., DEHIO J. & KREINS P. (1992): AUFBAU EINES COMPUTERGESTÜTZTEN REGIONALISIERTEN AGRAR- UND UMWELTINFORMATIONSSYSTEMS FÜR DIE BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (RAUMIS), ENDBERICHT (MODELLBESCHREIBUNG), BONN.
- HICKEY R. (2000): SLOPE ANGLE AND SLOPE LENGTH SOLUTIONS FOR GIS. CARTOGRAPHY, 29(1), 1–8.
- HOFFMANN A. (1991): VERÄNDERUNG DES NITRATABBAUVERMÖGENS TIEFERER BODENSCHICHTEN DURCH STICKSTOFFÜBERVERSORGUNG.- FORSCHUNGSBERICHT 107 01 016/02 UBA-FB 91-007, UBA BERLIN.
- HÖLTING B. (1996): HYDROGEOLOGIE – EINFÜHRUNG IN DIE ALLGEMEINE UND ANGEWANDTE HYDROGEOLOGIE. 5. AUFLAGE, FERDINAND ENKE VERLAG; STUTTGART, 441 S.
- HOWITT R.E. (1995): POSITIVE MATHEMATICAL PROGRAMMING. AM. J. AGRIC. ECON., 77, 329–342.
- HUBER P. & BEHRENDT H. (1997): GIS-GESTÜTZTE MODELLIERUNG DES EROSIONSBEDINGTEN EINTRAGSPOTENTIALS IN FLIEßGEWÄSSER.- MITT. DTSCH. BODENKUNDL. GES., 83, 439–442.

JOENSU, 2004: SCHRIFTLICHE MITTEILUNG

JUNG L. & BRECHTEL R. (1980): MESSUNGEN VON OBERFLÄCHENABFLUSS UND BODENABTRAG AUF VERSCHIEDENEN BÖDEN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND.- DVWK-SCHRIFTEN, 48, HAMBURG U. BERLIN, 139 S.

KILLE K. (1970): DAS VERFAHREN MOMNQ, EIN BEITRAG ZUR BERECHNUNG DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG MIT HILFE DER MONATLICHEN NIEDRIGWASSERFLÜSSE.- Z. DT. GEOL. GES., SONDERH. HYDROGEOL. HYDROGEOCHEM. 89–95.

KÖHNE CH. & WENDLAND F. (1992): MODELLGESTÜTZTE BERECHNUNG DES MIKROBIELLEN NITRATABBAUS IM BODEN, INTERNER BERICHT, KFA-STE-IB 1/92, FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH.

KÖLLE W. (2001): WASSERANALYSEN RICHTIG BEURTEILT.- WEINHEIM, 357 S.

KÖLLE W. (1989): STICKSTOFFVERBINDUNGEN IM GRUND- UND ROHWASSER. WEITERBILDENDES STUDIUM BAUINGENIEURWESEN, WASSERWIRTSCHAFT, UNIVERSITÄT HANNOVER, KURS SW 23, HANNOVER, 39 S.

KREINS P. & CYPRIS CH. (1999): ENTWICKLUNG DER REGIONALEN WETTBEWERBSFÄHIGKEIT IM BEREICH DER MILCHPRODUKTION UND FOLGEN FÜR DIE LANDNUTZUNG.- VERVIELFÄLTIGTES MANUSKRIFT FÜR DIE 39. JAHRESTAGUNG DER GESELLSCHAFT FÜR WIRTSCHAFTS- UND SOZIALWISSENSCHAFTEN DES LANDBAUES E. V. IN KIEL, 4.-6. OKTOBER 1999.

KREINS P. & GÖMANN H. (2008): MODELLGESTÜTZTE ABSCHÄTZUNG REGIONALER LANDWIRTSCHAFTLICHEN LANDNUTZUNG UND PRODUKTION IN DEUTSCHLAND VOR DEM HINTERGRUND DER „GESUNDHEITSÜBERPRÜFUNG“ DER GAP,- AGRARWIRTSCHAFT, 57(3-4), 195–206.

KREINS P., BEHRENDT H., GÖMANN H., HIRT U., KUNKEL R., SEIDEL K., TETZLAFF B. & WENDLAND F. (2010): ANALYSE VON AGRAR- UND UMWELTMAßNAHMEN IM BEREICH DES LANDWIRTSCHAFTLICHEN GEWÄSSERSCHUTZES VOR DEM HINTERGRUND DER EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE IN DER FLUSSGEBIETSEINHEIT WESER – AGRUM WESER.- VTI, LANDBAUFORSCHUNG, BRAUNSCHWEIG, 336, 342 S.

KREINS P., GÖMANN H., HERRMANN S., KUNKEL R. & WENDLAND F. (2007): INTEGRATED AGRICULTURAL AND HYDROLOGICAL MODELING WITHIN AN INTENSIVE LIVESTOCK REGION.- ADV. ECON. ENVIRON. RESOUR., 7, 113–142.

KREINS P., BECKER H., HECHT D., HUCHTEMANN D. & WENDLAND F. (2004): MANAGEMENT REGIONALER FLUSSEINZUGSGEBIETE IN DEUTSCHLAND (REGFLUD) – RAHMENBEDINGUNGEN UND POLITIKOPTIONEN BEI DIFFUSEN NÄHRSTOFFEINTRÄGEN DER LANDWIRTSCHAFT IN DEN RHEIN UND IN DIE EMS.- IFGI PRINTS, 21, 41–50.

KREINS P., GÖMANN H. & HENRICHSMEYER W. (2002): AUSWIRKUNGEN DER VORSCHLÄGE DER EU-KOMMISSION IM RAHMEN DER AGENDA 2000 – HALBZEITBEWERTUNG AUF PRODUKTION, FAKTOREINSATZ UND EINKOMMEN DER DEUTSCHEN LANDWIRTSCHAFT – MODELLANALYSEN AUF DER GRUNDLAGE DES AGRARSEKTORMODELLS RAUMIS.- IN: AGRA-EUROPE 29.7.2002 NR. 31, SONDERBEILAGE.

KRÜLL H. (1988): STICKSTOFFBILANZ IN DEN KREISEN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND.- IN: HENRICHSMEYER W., ET AL.: ENDBERICHT ZUM FORSCHUNGSVORHABEN „WIRKUNGEN AGRARPOLITISCHER MAßNAHMEN AUF ZIELE VON UMWELT, NATUR- UND LANDSCHAFTSSCHUTZ“, BONN.

KUHR P. (2006): ENTWICKLUNG EINER METHODIK ZUR ABLEITUNG EINER KARTE GEDRÄNTER LANDWIRTSCHAFTLICHER NUTZFLÄCHEN IN NIEDERSACHSEN MIT HILFE VON LUFTBILDERN.- DIPLOMARBEIT UNI HANNOVER

KUNKEL R. (1994): STOCHASTISCHE MODELLIERUNG DER NITRATBELASTUNG UND DER VERWEILZEITEN IN DEN GRUNDWÄSSERN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND. INTERNER BERICHT KFA-STE-IB 4/94, PROGRAMMGRUPPE SYSTEMFORSCHUNG UND TECHNOLOGISCHE ENTWICKLUNG, FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH GMBH; JÜLICH.

KUNKEL R. & WENDLAND F. (2006): DIFFUSE NITRATEINTRÄGE IN DIE GRUND- UND OBERFLÄCHENGEWÄSSER VON RHEIN UND EMS.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 62, JÜLICH, 130 S.

KUNKEL R. & WENDLAND F. (2002): THE GROWA98 MODEL FOR WATER BALANCE ANALYSIS IN LARGE RIVER BASINS – THE RIVER ELBE CASE STUDY. J. HYDROL., 259, 152–162.

KUNKEL R. & WENDLAND F. (2000): VERWEILZEIT UND DENITRIFIKATION: SCHLÜSSELFAKTOREN BEI DEN NÄHRSTOFFEINTRÄGEN ÜBER DAS GRUNDWASSER.- IN: GEWÄSSER LANDSCHAFTEN, EDITED, ATV-DVWK DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V., GFA GESELLSCHAFT ZUR FÖRDERUNG DER ABWASSTERTECHNIK E.V., HENNEF, 162 S.

KUNKEL R. & WENDLAND F. (1999): DAS WEG-/ZEITVERHALTEN DES GRUNDWASSERBÜRTIGEN ABFLUSSANTEILS IM FLUSSEINZUGSGEBIET DER ELBE.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 19, JÜLICH., 122 S.

KUNKEL R. & WENDLAND F. (1998): DER LANDSCHAFTSWASSERHAUSHALT IM FLÜßEINZUGSGEBIET DER ELBE – VERFAHREN, DATENGRUNDLAGEN UND BILANZGRÖßEN.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 12, JÜLICH, 110 S.

KUNKEL R. & WENDLAND F. (1997): WEKU – A GIS SUPPORTED STOCHASTIC MODEL OF GROUNDWATER RESIDENCE TIMES IN UPPER AQUIFERS FOR THE SUPRAREGIONAL GROUNDWATER MANAGEMENT.- ENVIR. GEOL., 30(1/2), 1–9.

KUNKEL R., EISELE M., SCHÄFER W., TETZLAFF B. & WENDLAND F. (2008): PLANNING AND IMPLEMENTATION OF NITROGEN REDUCTION MEASURES IN CATCHMENT AREAS BASED ON A DETERMINATION AND RANKING OF TARGET AREAS.- DESALINATION 226, 1–12.

- KUNKEL R., BOGENA H., TETZLAFF B. & WENDLAND F. (2006): DIGITALE GRUNDWASSERNEUBILDUNGSKARTE VON NIEDERSACHSEN, NORDRHEIN-WESTFALEN, HAMBURG UND BREMEN - ERSTELLUNG UND AUSWERTUNGSBEISPIELE.- HYDROL. WASSERBEWIRTSCH., 50(5), 212–220.
- KUNKEL R., VOIGT H.-J., WENDLAND F. & HANNAPPEL S. (2004): DIE NATÜRLICHE, UBIQUITÄR ÜBERPRÄGTE GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT IN DEUTSCHLAND.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 47, JÜLICH, 207 S.
- KUNKEL R., WENDLAND F. & ALBERT H. (1999): ZUM NITRATABBAU IN DEN GRUNDWASSERFÜHRENDEN GESTEINSEINHEITEN DES ELBEEINZUGSGEBIETES.- WASSER BODEN, 51(9), 16–19.
- KUNTZE H. (1996): MOORNUTZUNG UND MOORSCHUTZ IN NIEDERSACHSEN.- IN: PREU C. & LEINWEBER P. (HRSG., 1996): LANDSCHAFTSÖKOLOGISCHE RAUMBEWERTUNG – KONZEPTE, METHODEN, ANWENDUNGEN.- VECHTAER STUD. Z. ANGEW. GEOGR. U. REGIONALWISS., VECHTA, 16, 93–108.
- KUNTZE H. (1988): NÄHRSTOFFDYNAMIK DER NIEDERMOORE UND GEWÄSSEREUTROPHIERUNG.- TELMA, 18, 61–72.
- KUNTZE H. (1986): SOIL RECLAMATION, IMPROVEMENT, RECULTIVATION AND CONSERVATION IN GERMANY.- Z. PFLANZENNÄHR. BODENK., 149, 500–512.
- KUNTZE H. (1983): PROBLEME BEI DER MODERNEN LANDWIRTSCHAFTLICHEN MOORNUTZUNG.- TELMA, 13, 137–152.
- KUNTZE H. & SCHEFFER B. (1991): ZUM PHOSPHATAUSTRAG SAURER HOCHMOORBÖDEN.- IN: DVWK (HRSG., 1991): STOFFUMSATZ UND WASSERHAUSHALT LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER BÖDEN.- DVWK-SCHRIFTEN, HAMBURG U. BERLIN, 93, 65–95.
- KUNTZE H., ROESCHMANN G. & SCHWERDTFEGGER G. (1988): BODENKUNDE.- 4. AUFL., STUTTGART, 568 S.
- LAMMEL J. (1990): DER NÄHRSTOFFAUSTRAG AUS AGRARÖKOSYSTEMEN DURCH VORFLUTER UND DRÄNE UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DER BEWIRTSCHAFTUNGSINTENSITÄT.- DISS. JUS-TUS-LIEBIG-UNIV. GIEßEN, 148 S.
- LENNARTZ B. & HARTWIGSEN H. (2001): EINFLUSS DER DRÄNUNG AUF STOFFEINTRÄGE IN OBERFLÄCHENGEWÄSSER.- WASSERKALENDER, 28–51.
- LEUCHS W. (1988): GEOCHEMISCHE UND MINERALOGISCHE AUSWIRKUNGEN BEIM MIKROBIELLEN ABBAU ORGANISCHER SUBSTANZ IN EINEM ANOXISCHEN PORENGRUNDWASSERLEITER.- Z. DEUTSCH. GEOL. GES., HANNOVER, 139, 415–423.
- LUA(1996): BASISBERICHT ZUR GRUNDWASSERGÜTE DES LANDES BRANDENBURG.- FACHBEITRÄGE DES LANDESUMWELTAMTES, LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, POTSDAM, 15, 57 S.
- MARKS R., MÜLLER M. J., LESER H. & KLINK H.-J. (1992): ANLEITUNG ZUR BEWERTUNG DES LEISTUNGSVERMÖGENS DES LANDSCHAFTSHAUSHALTES (BA LVL).- FORSCH. DTSCH. LANDESKUNDE, 2. AUFL., TRIER, 229, 222 S.
- MATHERON G. (1963): PRINCIPLES OF GEOSTATISTIC.- ECON. GEOL. AND THE BULLETIN OF THE SOC. ECONOMIC GEOLOGISTS, 58, 1246–1266.
- McCOOL D. K., BROWN L. C., FOSTER G. R., MUTCHLER C. K. & MEYER, L. D. (1987): REVISED SLOPE STEEPNESS FACTOR FOR THE UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION.- TRANSACTIONS OF THE A-SAE, 30(5), 1387–1396.
- MOLLENHAUER K. (1987): OBERFLÄCHENABFLUSS SOWIE FEST- UND NÄHRSTOFFVERLAGERUNG LAND-WIRTSCHAFTLICHER NUTZFLÄCHEN.- Z. KULTURTECHN. FLURBEREIN., 28, 166–175.
- MOORE I. D. & WILSON J. P. (1992): LENGTH-SLOPE FACTORS FOR THE REVISED UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION: SIMPLIFIED METHOD OF ESTIMATION.- J. SOIL WATER CONS., 49, 174–180.
- MOSIMANN T. (1990): ÖKOTOPE ALS ELEMENTARE PROZESSEINHEITEN DER LANDSCHAFT – KONZEPT ZUR PROZESSORIENTIERTEN KLASSIFIKATION VON GEOÖKOSYSTEMEN.- GEOSYNTHESIS, Bd. 1, HANNOVER, 56 S.
- MOSIMANN TH., MAILLARD A., MUSY A., NEYROUD J., RÜTTIMANN M. & WEISSKOPF P. (1991): EROSIONSBEKÄMPFUNG IN ACKERBAUGEBIETEN. EIN LEITFADEN FÜR DIE BODENERHALTUNG.- THEMEN-BER. NATIONALES FORSCHUNGSPROGR. „NUTZUNG DES BODENS IN DER SCHWEIZ“, LIEBEFELD BERN, 186 S.
- MÜLLER U. (2004): AUSWERTUNGSMETHODEN IM BODENSCHUTZ – DOKUMENTATION ZUR METHODENDATENBANK DES NIEDERSÄCHSISCHEN BODENINFORMATIONSSYSTEMS (NIBIS).- ARB.-H. BODEN, 2004/2, 1–409.
- MÜLLER U. & RAISSI F. (2002): ARBEITSHILFE FÜR BODENKUNDLICHE STELLUNGNAHMEN UND GUTACHTEN IM RAHMEN DER GRUNDWASSERNUTZUNG.- ARB.-H. BODEN, 2002/2, 49 S.
- MUNK H. (1972): ZUR VERTIKALEN WANDERUNG MINERALISCHER PHOSPHORSÄURE BEI STARKER PHOSPHATDÜNGUNG.- LANDWIRTSCH. FORSCH., SONDERH., 27(1), 192–199.
- MUNLV, MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (HRSG., 2006): ENTWICKLUNG UND STAND DER ABWASSERBESEITIGUNG IN NORDRHEIN-WESTFALEN.- 12. AUFL., DÜSSELDORF, 450 S.
- MUNLV, MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (HRSG., 2003): ENTWICKLUNG UND STAND DER ABWASSERBESEITIGUNG IN NORDRHEIN-WESTFALEN.- 10. AUFL., DÜSSELDORF, 494 S.

- MURPHREE C.E. & MUTCHLER C.K. (1981): VERIFICATION OF THE SLOPE FACTOR IN THE UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION FOR LOW SLOPES.- J. SOIL WATER CONSERV., 36, 300–302.
- NEARING M.A., NORTON L.D., BULGAKOV D.A., & LARIONOV G.A. (1997): HYDRAULICS AND EROSION IN ERODING RILLS.- WATER RESOUR. RES., 33, 865–876.
- NEUHAUS H. (1991): STICKSTOFF- UND PHOSPHATMOBILITÄT BEI GRÜNLANDNUTZUNG AUF TONREICHEN BÖDEN.- IN: DVWK (HRSG., 1991): STOFFUMSATZ UND WASSERHAUSHALT LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER BÖDEN.- DVWK-SCHRIFTEN, HAMBURG U. BERLIN, 93, 41–63.
- NLFB (2005): GRUNDWASSER – METHODENBESCHREIBUNG. EG-WRRL BERICHT 2005.- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (NLfB), NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (NLÖ), HANNOVER.
- OBERMANN P. (1982): HYDROCHEMISCHE/HYDROMECHANISCHE UNTERSUCHUNGEN ZUM STOFFGEHALT VON GRUNDWASSER BEI LANDWIRTSCHAFTLICHER NUTZUNG.- BES. MITT. Z. DTSCH. GEWÄSSERKUNDLICHEN JAHRBUCH, 42, 217 S.; BONN.
- OSPAR COMMISSION (HRSG. 1998): PRINCIPLES OF THE COMPREHENSIVE STUDY ON RIVERINE INPUTS AND DIRECT DISCHARGES (RID).- REFERENCE 1998-05, o.O., 16 S.
- OSTERBURG B. & RUNGE T. (HRSG.) (2007): MAßNAHMEN ZUR REDUZIERUNG VON STICKSTOFFEINTRÄGEN IN GEWÄSSER – EINE WASSERSCHUTZORIENTIERTE LANDWIRTSCHAFT ZUR UMSETZUNG DER WASSERRAHMENRICHTLINIE.- LANDBAUFORSCHUNG VÖLKENRODE, 307, 302 S.
- PARCOM (PARIS-KONVENTION ZUR VERHÜTUNG DER MEERESVERSCHMUTZUNG) (1993): DRITTE SITZUNG DER AD-HOC-ARBEITSGRUPPE ZUR REDUZIERUNG DER NÄHRSTOFFEINTRÄGE AUS DER LANDWIRTSCHAFT – ANLAGE 1: PARCOM-RICHTLINIEN FÜR DIE BERECHNUNG VON MINERALBILANZEN.
- PESCHKE G. (1997): DER KOMPLEXE PROZESS DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG UND METHODEN ZU IHRER BESTIMMUNG.- IN: LEIBUNDGUT C. & DEMUTH S.: FREIB. SCHR. HYDROL., FREIBURG, 5, 1–13.
- PESCHKE G., ETZENBERG C., MÜLLER G., TÖPFER J. & ZIMMERMANN S. (1998): DAS WISSENSBASIERTE SYSTEM FLAB - EIN INSTRUMENT ZUR RECHNERGESTÜTZTEN BESTIMMUNG VON LANDSCHAFTSEINHEITEN MIT GLEICHER ABFLUßBILDUNG.- ZITTAU, 122 S.
- PIHL U. (1999): BODENCHEMISCHE PARAMETER ALS PROGNOSEKRITERIEN DES POTENTIELLEN PHOSPHAT-AUSTRAGS IN DRÄN- UND GRUNDWASSER.- DISS. RHEIN. FRIEDRICH-WILHELMS-UNIV. BONN, AGRIKULTURCHEM. INST., 227 S.
- POMMER G., SCHRÖPEL R. & JORDAN F. (2001): AUSTRAG VON PHOSPHOR DURCH OBERFLÄCHENABFLUSS AUF GRÜNLAND.- WASSER BODEN, 53(4), 34–38.
- PRASUHN V. & BRAUN M. (1994): ABSCHÄTZUNG DER PHOSPHOR- UND STICKSTOFFVERLUSTE AUS DIFFUSEN QUELLEN IN DIE GEWÄSSER DES KANTONS BERN.- SCHRIFTENREIHE DER EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR AGRIKULTURCHEMIE UND UMWELTHYGIENE (FAC) LIEBEFELD-BERN, 17, BERN 1994, 113 S. + ANHANG 101 S.
- PRASUHN V., SPIESS E. & BRAUN M. (1996): METHODEN ZUR ABSCHÄTZUNG DER PHOSPHOR- UND STICKSTOFFEINTRÄGE AUS DIFFUSEN QUELLEN IN DEN BODENSEE.- BER. INT. GEWÄSSERSCHUTZKOMM. BODENSEE, 45, o.O., 113 S.
- PREUß H.-U. & VOSS W. (1979): PHOSPHATAUSTRAG DURCH BODENEROSION UND OBERFLÄCHENABFLUSS.- MITT. DTSCH. BODENKUNDL. GES., 29, 959–964.
- REITER K., HORLITZ TH. & GRAJEWSKI R. [PROJEKTL EITUNG] (2005a) KAPITEL 5 : BENACHTEILIGTE GEBIETE UND GEBIETE MIT UMWELTSPEZIFISCHEN EINSCHRÄNKUNGEN – KAPITEL 5 DER VO (EG) NR. 1257/1999.- IN: AKTUALISIERUNG DER HALBZEITBEWERTUNG VON PROLAND NIEDERSACHSEN : PROGRAMM ZUR ENTWICKLUNG DER LANDWIRTSCHAFT UND DES LÄNDLICHEN RAUMES GEM. VERORDNUNG (EG) NR. 1257/1999. BRAUNSCHWEIG.
- REITER K., ROGGEN DORF W., RUNGE T., SCHNAUT G. & GRAJEWSKI R. [PROJEKTL EITUNG] (2005b) KAPITEL 6 : AGRARUMWELTMAßNAHMEN – KAPITEL VI DER VO (EG) NR. 1257/1999. IN: AKTUALISIERUNG DER HALBZEITBEWERTUNG DES HESSISCHEN ENTWICKLUNGSPLANS FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM GEM. VERORDNUNG (EG) NR. 1257/1999. BRAUNSCHWEIG.
- REITER K., ROGGEN DORF W., RUNGE T., SCHNAUT G., HORLITZ TH., LEINER C., HORLITZ TH. & GRAJEWSKI R. [PROJEKTL EITUNG] (2005c) KAPITEL 6 : AGRARUMWELTMAßNAHMEN – KAPITEL 6 DER VO (EG) NR. 1257/1999. IN: AKTUALISIERUNG DER HALBZEITBEWERTUNG DES NRW-PROGRAMMS LÄNDLICHER RAUM GEM. VERORDNUNG (EG) NR. 1257/1999. BRAUNSCHWEIG.
- RICHARDSON C.J. (1985): MECHANISMS CONTROLLING PHOSPHORUS RETENTION CAPACITY IN WETLANDS.- SCIENCE 228, 1424–1427.
- ROESCHMANN G. (1960): DIE GRUNDWASSERBODEN DES EMSTALES ZWISCHEN RHEINE UND PAPENBURG UND IHRE BEZIEHUNGEN ZUR GESCHICHTE DES EMSLAUFES.- GEOL. JB., 77, 741–820.
- ROHMANN U. & SONTHEIMER H. (1985): NITRAT IM GRUNDWASSER. DVGW-FORSCHUNGSSTELLE AM ENGLER-BUNTE-INSTITUT DER UNIVERSITÄT KARLSRUHE (TH), KARLSRUHE, 468 S.
- RÜCKERT B. (2008): ERMITTLUNG DES SEDIMENT- UND PHOSPHATEINTRAGS IN DIE OBERFLÄCHENGEWÄSSER DES URFTALSPERREN-EINZUGSGEBIETS.- DIPLOMARBEIT AM FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH, ICG-4, UNVERÖFF.

- SCHEFFER B. (2002): NÄHRSTOFFE IM BODEN UND GEWÄSSERBELASTUNG IN NORDDEUTSCHLAND.- ARB.-H. BODEN, 2002/3, 76–94.
- SCHEFFER B. (1999): STOFFLICHE BELASTUNG UND STOFFAUSTRÄGE MIT DEM SICKERWASSER BEI ACKERBÖDEN.- MITT. DTSCH. BODENKUNDL. GES., 90, 85–94.
- SCHEFFER B. & BARTELS R. (1980): PHOSPHATDYNAMIK DER SANDMISCHKULTUR KÖNIGSMOOR.- IN: KUNTZE H. & VETTER H. (HRSG., 1980): BEWIRTSCHAFTUNG UND DÜNGUNG VON SANDMISCHKULTUREN.- BER. D. BODENTECHN. INST. BREMEN U. D. LUFA D. LWK WESER-EMS, OLDENBURG, OLDENBURG, 56–61.
- SCHEFFER B. & BLANKENBURG J. (2004): DIFFUSE NÄHRSTOFFEINTRÄGE AUS NORDWESTDEUTSCHEN NIEDERUNGSGEBIETEN IN FLIEßGEWÄSSER.- WASSERWIRTSCH., 94(3), 30–34.
- SCHEFFER B. & FOERSTER P. (1991): ZUM PHOSPHATAUSTRAG AUS EINEM VERERDETEN NIEDER-MOORBODEN BEI GÜLLEANWENDUNG.- IN: VDLUFA (HRSG., 1991): UMWELTASPEKTE DER TIERPRODUKTION.- VDLUFA-SCHR.-R., DARMSTADT, 33, 158–163.
- SCHEFFER B. & KUNTZE H. (1991): NÄHRSTOFFAUSTRAG AUS EINEM GRUNDWASSERNAHEN SANDBODEN BEI MINERAL- UND GÜLLEDÜNGUNG.- IN: DVWK (HRSG., 1991): STOFFUMSATZ UND WASSERHAUSHALT LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER BÖDEN.- DVWK-SCHRIFTEN, HAMBURG U. BERLIN, 93, 3–39.
- SCHMIDT TH., OSTERBURG B., LAGGNER A. (2007): DATENAUSWERTUNG ZUR QUANTIFIZIERUNG DIFFUSER STICKSTOFF-EMISSIONEN AUS DER LANDWIRTSCHAFT. ARBEITSBERICHT FAL 02/2007; BRAUNSCHWEIG, 88 S.
- SCHREY H. P. (1994): DIE GROSßMAßSTÄBIGE BODENKARTIERUNG IN NORDRHEIN-WESTFALEN ALS WEG VOM BOHRPUNKT ZUR FLÄCHE; 2. TEIL: DIE QUANTIFIZIERENDE CODIERUNG ALS GRUNDLAGE EDV-GESTÜTZTER AUSWERTUNGEN.- MITT. DTSCH. BODENKUNDL. GES., 74, 225–228.
- SCHOUMANS O. F. (2004). INVENTORY OF THE DEGREE OF PHOSPHATE SATURATION OF AGRICULTURAL SOILS (IN DUTCH). REPORT 730.4. ALTEIRA, WAGENINGEN, THE NETHERLANDS.
- SCHUBERT CH. (1997): NÄHRSTOFFBELASTUNG IN MARSCHGEWÄSSERN – NÄHRSTOFFAUSTRÄGE, VEGETATION UND WIRBELLOSEN BESIEDLUNG IN GRÄBEN DER MARSCH AM BEISPIEL DES ST. PETERKOOGES (NF).- UBA-TEXTE, BERLIN, 19/97, 74 S.
- SCHULTE-KELLINGHAUS S. (1987): ÜBER DIE DENITRIFIKATION IN DER UNGESÄTTIGTEN ZONE MÄCHTIGER LÖSSE UND GRUNDWASSERNAHER STANDORTE.- DISSERTATION UNIV. BONN, 190 S.
- SCHWARZE R., HERRMANN A., MÜNCH A., GRÜNEWALD U. & SCHÖNE M. (1991): RECHNERGESTÜTZTE ANALYSE VON ABFLUSSKOMponentEN UND VERWEILZEITEN IN KLEINEN EINZUGSGEBIETEN.- ACTA HYDROPHYS., 35(2), 143–184.
- SCHWERTMANN U., VOGL W. & KAINZ M. (1990): BODENEROSION DURCH WASSER – VORHERSAGE DES ABTRAGS UND BEWERTUNG VON GEGENMAßNAHMEN.- 2. AUFL., STUTTGART, 64 S.
- SOMMER M. & MURSCHER B. (1999): EROSION UND NÄHRSTOFFABTRAG.- IN: DABBERT S., HERRMANN S., KAULE G. & SOMMER M. (HRSG., 1999): LANDSCHAFTSMODELLIERUNG FÜR DIE UMWELTPLANUNG.- BERLIN U.A., 68–79.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (HRSG., 1996): DATENERHEBUNGSANLEITUNG CORINE LAND COVER (CLC), STAND 1.9.1996.- WIESBADEN.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1993): LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, FISCHEREI, FACHSERIE 3, REIHE 3, LANDWIRTSCHAFTLICHE BODENNUTZUNG UND PFLANZLICHE ERZEUGUNG 1991, METZLER POESCHEL, WIESBADEN.
- STEINMANN F. (1997): NÄHRSTOFFAUSTRÄGE AUS BÖDEN – ERGEBNISSE DES TRENDMEßNETZES IN SCHLESWIG-HOLSTEIN.- MITT. DTSCH. BODENKUNDL. GES., 84, 219–222.
- STRUCKMEIER W. (1990): WASSERHAUSHALT UND HYDROGEOLOGISCHE SYSTEMANALYSE DES MÜNSTERLÄNDER BECKENS. LWA (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN) SCHRIFTENREIHE 45, 72 S.
- STUMPF F. & AUERSWALD K. (2006) HOCHAUFGELÖSTE EROSIONSPROGNOSEKARTEN VON BAYERN. WASSERWIRTSCH., 7-8, 70–74.
- TARBOTON D. G. (1997): A NEW METHOD FOR THE DETERMINATION OF FLOW DIRECTIONS AND UPSLOPE AREAS IN GRID DDIGITAL ELEVATION MODELS.- WATER RESOUR. RES., 33(2), 309–319.
- TETZLAFF B. (2006): DIE PHOSPHATBELASTUNG GROßER FLUSSEINZUGSGEBIETE AUS DIFFUSEN UND PUNKTUELLEN QUELLEN.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 65, JÜLICH, 287 S.
- TETZLAFF B., SCHREINER H., VERREECKEN H. & WENDLAND F. (2009A): MODELLGESTÜTZTE ANALYSE SIGNIFIKANTER PHOSPHORBELASTUNGEN IN HESSISCHEN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN AUS DIFFUSEN UND PUNKTUELLEN QUELLEN.- SCHR.-R. ENERGIE U. UMWELT FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 29, JÜLICH, 149 S.
- TETZLAFF B., BRANDS E., GRUNAU T., JÖRRENS F., RÜCKERT B. U. WENDLAND F. (2009B): MODELLIERUNG DER MEHRJÄHRIGEN MITTLEREN SEDIMENT- UND PHOSPHOREINTRÄGE IN DIE URFTTALSPERRE MIT MEPHOS UND OPTIONEN ZUR VERBESSERUNG DER GEWÄSSERGÜTE.- KORRESPONDENZ WASSERWIRTSCHAFT, 12, 665–671.
- TETZLAFF B., KREINS P., KUNKEL R. & WENDLAND F. (2008A): AREA-DIFFERENTIATED MODELLING OF P-FLUXES IN HETEROGENEOUS MACROSCALE RIVER BASINS. WATER SCI. TECHNOL., 55(3), 123–131.

- TETZLAFF B., VEREECKEN H., KUNKEL R. & WENDLAND F. (2008b): MODELLING PHOSPHORUS INPUTS FROM AGRICULTURAL SOURCES AND URBAN AREAS IN RIVER BASINS.- ENVIRON. GEOL., ONLINE BEI SPRINGER ALS DOI:10.1007/s00254-008-1293-1.
- TETZLAFF B., KUHR P. & WENDLAND F. (2008c): EIN NEUES VERFAHREN ZUR DIFFERENZIIERTEN ABLEITUNG VON DRÄNFLÄCHENKARTEN FÜR DEN MITTLEREN MAßSTABBEREICH AUF BASIS VON LUFTBILDERN UND GEODATEN.- HYDROL. WASSERBEWIRTSCH., 52(1), 9–18.
- TETZLAFF B., KUNKEL R., TAUGS R. & WENDLAND F. (2004): GRUNDLAGEN FÜR EINE NACHHALTIGE BEWIRTSCHAFTUNG VON GRUNDWASSERRESSOURCEN IN DER METROPOLREGION HAMBURG.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 46, JÜLICH, 87 S.
- TETZLAFF B., DÖRHÖFER G., KUNKEL R. & WENDLAND F. (2003): GIS-GESTÜTZTE ERMITTLUNG DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG IN NIEDERSACHSEN.- WASSER BODEN, 55(7-8), 53–57.
- TISSSEN G. (1991): ABSCHÄTZUNG DER AUSWIRKUNGEN EINER STICKSTOFFSTEUER AUF DIE AUSNUTZUNG DES GÜLLESTICKSTOFFS IN DREI AUSGEWÄHLTEN LANDKREISEN.- DIPLOMARBEIT, BONN
- UHDEN O. (1964): TASCHENBUCH LANDWIRTSCHAFTLICHER WASSERBAU.- STUTTGART, 655 S.
- US SOIL CONSERVATION SERVICE (1972): NATIONAL ENGINEERING HANDBOOK (CHAPTER 4: HYDROLOGY).- 2. AUFL., WASHINGTON D.C.
- USDA (2007): USDA AGRICULTURAL PROJECTIONS TO 2016. LONG-TERM PROJECTIONS REPORT OCE-2007-1. [HTTP://WWW.ERS.USDA.GOV/PUBLICATIONS/OCE071/OCE20071.PDF](http://www.ers.usda.gov/publications/oce071/oce20071.pdf), ZUGRIFF IM FEBRUAR 2007.
- VAN BEEK C.G.E.M. (ED.) (1987): LANDBOUW EN DRINKWATERVOORZIENING, ORIENTIËREND ONDERZOEK NAAR DE BEINVLOEDING VAN DE GRONDWATERKwaliteit DOOR BEMESTING EN HET GEBRUIK VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN; ONDERZOEK 1982-1987. REPORT MEDED. 99, KEURINGSINSTITUUT VOOR WATERLEIDINGSARTIKEL KIWA N.V., 99, NIEUWEGEIN, THE NETHERLANDS.
- VETTER H. & STEFFENS G. (1981): NÄHRSTOFFVERLAGERUNG UND NÄHRSTOFFEINTRAG IN DAS OBERFLÄCHENNAHE GRUNDWASSER NACH GÜLLEDÜNGUNG.- Z. KULTURTECHN. FLURBEREIN., 22, 159-172.
- VOSS G. (1985): ZUR NITRATVERLAGERUNG IN MÄCHTIGEN LÖSSDECKEN DES VORBERGIRGES BEI BONN.- DISSERTATION UNIV. BONN, 115 S.
- WALTHER W., REINSTORF F., PÄTSCH M. & WELLER D. (2003): MANAGEMENT TOOLS TO MINIMIZE NITROGEN EMISSIONS INTO GROUNDWATER IN AGRICULTURAL USED CATCHMENT AREAS, NORTHERN LOW PLAIN OF GERMANY.- PROCEEDINGS OF THE XXX IAHR CONGRESS WATER ENGINEERING AND RESEARCH IN A LEARNING SOCIETY, THESSALONIKI, GREECE, 24.-29. AUGUST 2003, PART B, 747–754.
- WEINGARTEN P. (1997a): ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE AUSWIRKUNGEN VON MAßNAHMEN ZUM SCHUTZ DES GRUNDWASSERS IM VERURSACHERBEREICH LANDWIRTSCHAFT.- IN: UMWELTBUNDESAMT (HRSG.): STOFFBILANZIERUNG IN DER LANDWIRTSCHAFT. EIN INSTRUMENT FÜR DEN UMWELTSCHUTZ?, WIEN, 201–220.
- WEINGARTEN P. (1997b): QUANTITATIVE ANALYSE VON MAßNAHMEN ZUR VERRINGERUNG VON NITRATEINTRÄGEN INS GRUNDWASSER – EINE ANWENDUNG DES MODELLSYSTEMS RAUMIS - , BAUER S., HERRMAN R. & KUHLMANN F. (HRSG.): MÄRKTE DER AGRAR- UND ERNÄHRUNGSWIRTSCHAFT – ANALYSE, EINZELWIRTSCHAFTLICHE STRATEGIEN, STAATLICHE EINFLUSSNAHME.- SCHRIFTENREIHE DER GESELLSCHAFT FÜR WIRTSCHAFTS- UND SOZIALWISSENSCHAFTEN DES LANDBAUS, 33, MÜNSTER-HILTRUP.
- WENDLAND F. (1992): DIE NITRATBELASTUNG IN DEN GRUNDWASSERLANDSCHAFTEN „ALTEN“ BUNDESLÄNDER (BRD). BERICHTE AUS DER ÖKOLOGISCHEN FORSCHUNG, 8, JÜLICH, 150 S.
- WENDLAND F. & KUNKEL R. (1999): DAS NITRATABBAUVERMÖGEN IM GRUNDWASSER DES ELBE-EINZUGSGEBIETES.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, 13, JÜLICH, 166 S.
- WENDLAND F., BEHRENDT H., HIRT U., KREINS P., KUHN U., KUHR P., KUNKEL R. & TETZLAFF B. (2010a): ANALYSE VON AGRAR- UND UMWELTMAßNAHMEN ZUR REDUKTION DER STICKSTOFFBELASTUNG VON GRUNDWASSER UND OBERFLÄCHENGEWÄSSER IN DER FLUSSGEBIETSEINHEIT WESER.- HYDROL. WASSERBEWIRTSCH., 54(4), 231–244.
- WENDLAND F., JAHNKE C., KUNKEL R., MEIER M., SCHMALENSTROER M., SCHÜTZ C. & VOIGT H.-J. (2010b): ZUR BEZIEHUNG ZWISCHEN NMIN-GEHALT IM BODEN UND NITRATKONZENTRATION IM OBERFLÄCHENNAHEN GRUNDWASSER.- GWF-WASSER/ABWASSER, 384–393.
- WENDLAND F., BEHRENDT H., GÖMANN H., HIRT U., KREINS P., KUHN U., KUNKEL R. & TETZLAFF B. (2009): DETERMINATION OF NITROGEN REDUCTION LEVELS NECESSARY TO REACH GROUNDWATER QUALITY TARGETS IN LARGE RIVER BASINS: THE WESER BASIN CASE STUDY, GERMANY.- NUTRI. CYCL. AGROECOSYST., 85(1), 63–78.
- WENDLAND F., BLUM A., COETSERS M., GOROVA R., GRIFFIOEN J., GRIMA J., HINSBY K., KUNKEL R., MARANDI A., MELO T., PANAGOPOULOS A., PAUWELS H., RUIJ M., TRAVERSA P., VERMOOTEN J. S. A. & WALRAEVENS K. (2008): EUROPEAN AQUIFER TYPOLOGY: A PRACTICAL FRAMEWORK FOR AN OVERVIEW OF MAJOR GROUNDWATER COMPOSITION AT EUROPEAN SCALE.- ENVIRON. GEOL., 55(1), 77–85.

- WENDLAND F., KUNKEL R., GÖMANN H. & KREINS P. (2007): WATER FLUXES AND DIFFUSE NITRATE POLLUTION AT THE RIVER BASIN SCALE: INTERFACES FOR THE COUPLING OF AGROECONOMICAL MODELS WITH HYDROLOGICAL APPROACHES.- WATER SCI. TECHNOL., 55(3), 133–142.
- WENDLAND F., BOGENA H., GOEMANN H., HAKE J. F., KREINS P. & KUNKEL R. (2005): IMPACT OF NITROGEN REDUCTION MEASURES ON THE NITROGEN LOADS OF THE RIVER EMS AND RHINE (GERMANY).- PHYS. CHEM. EARTH, 30, 527–541.
- WENDLAND F., KUNKEL R. & VOIGT H.-J. (2004): ASSESSMENT OF GROUNDWATER RESIDENCE TIMES IN THE PORE AQUIFERS OF THE RIVER ELBE BASIN.- ENVIRON. GEOL., 46, 1–9.
- WENDLAND F., ALBERT H., BACH M. & SCHMIDT R. (1993): ATLAS ZUM NITRATSTROM IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND. SPRINGER-VERLAG; HEIDELBERG.
- WENDLING U. (1995): BERECHNUNG DER GRAS-REFERENZVERDUNSTUNG MIT DER FAO PENMAN-MONTEITH-BEZIEHUNG.- WASSERWIRTSCH., 85(12), 602–604.
- WERNER W., OLFS H. W., AUERSWALD K. & ISERMANN K. (1991): STICKSTOFF- UND PHOSPHATEINTRAG IN OBERFLÄCHENGEWÄSSER ÜBER "DIFFUSE QUELLEN".- IN: HAMM A. (HRSG., 1991): STUDIE ÜBER WIRKUNGEN UND QUALITÄTSZIELE VON NÄHRSTOFFEN IN FLIEßGEWÄSSERN.- SANKT AUGUSTIN, 665–764.
- WICHTMANN W. (1994): STOFFEINTRAG AUS LANDWIRTSCHAFTLICHEN DRÄNFLÄCHEN IN FLIEßGEWÄSSER.- DISS. CHRISTIAN-ALBRECHTS-UNIV. KIEL, INST. F. WASSERWIRTSCH. U. LANDSCHAFTSÖKOL., SCHR. INST. F. WASSERWIRTSCH. U. LANDSCHAFTSÖKOL. UNIV. KIEL, 21, 201 S.
- WIENHAUS S., HÖPER H., EISELE M., MEESENBURG H. & SCHÄFER W. (2008): NUTZUNG BODENKUNDLICH-HYDROGEOLOGISCHER INFORMATIONEN ZUR AUSWEISUNG VON ZIELGEBIETEN FÜR DEN GRUNDWASSERSCHUTZ – ERGEBNISSE EINES MODELLPROJEKTES (NOLIMP) ZUR UMSETZUNG DER EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE.- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG), GEOBERICHTE 9, HANNOVER.
- WILKE B. & SCHAUB D. (1996): PHOSPHATANREICHERUNG BEI BODENEROSION.- MITT. DTSCH. BODENKUNDL. GES., 79, 435–438.
- WISCHMEIER W.H. & SMITH D.D. (1965): PREDICTING RAINFALL-EROSION LOSSES FROM CROPLAND EAST OF THE ROCKY-MOUNTAINS.- AGRICULTURE HANDBOOK, 282.
- WUNDT W. (1958): DIE KLEINSTWASSERFÜHRUNG DER FLÜSSE ALS MAß FÜR DIE VERFÜGBAREN GRUNDWASSERMENGEN.- IN: GRAHMANN R.: DIE GRUNDWÄSSER IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND UND IHRE NUTZUNG.- FORSCH. DTSCH. LANDESKUNDE, REMAGEN, 104, 47–54.

1. **Einsatz von multispektralen Satellitenbilddaten in der Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung – dargestellt am Beispiel des Rureinzugsgebietes**
von C. Montzka (2008), XX, 238 Seiten
ISBN: 978-3-89336-508-1
2. **Ozone Production in the Atmosphere Simulation Chamber SAPHIR**
by C. A. Richter (2008), XIV, 147 pages
ISBN: 978-3-89336-513-5
3. **Entwicklung neuer Schutz- und Kontaktierungsschichten für Hochtemperatur-Brennstoffzellen**
von T. Kiefer (2008), 138 Seiten
ISBN: 978-3-89336-514-2
4. **Optimierung der Reflektivität keramischer Wärmedämmschichten aus Yttrium-teilstabilisiertem Zirkoniumdioxid für den Einsatz auf metallischen Komponenten in Gasturbinen**
von A. Stuke (2008), X, 201 Seiten
ISBN: 978-3-89336-515-9
5. **Lichtstreuende Oberflächen, Schichten und Schichtsysteme zur Verbesserung der Lichteinkopplung in Silizium-Dünnschichtsolarzellen**
von M. Berginski (2008), XV, 171 Seiten
ISBN: 978-3-89336-516-6
6. **Politiksznarien für den Klimaschutz IV – Szenarien bis 2030**
hrsg.von P. Markewitz, F. Chr. Matthes (2008), 376 Seiten
ISBN 978-3-89336-518-0
7. **Untersuchungen zum Verschmutzungsverhalten rheinischer Braunkohlen in Kohledampferzeugern**
von A. Schlüter (2008), 164 Seiten
ISBN 978-3-89336-524-1
8. **Inorganic Microporous Membranes for Gas Separation in Fossil Fuel Power Plants**
by G. van der Donk (2008), VI, 120 pages
ISBN: 978-3-89336-525-8
9. **Sinterung von Zirkoniumdioxid-Elektrolyten im Mehrlagenverbund der oxidkeramischen Brennstoffzelle (SOFC)**
von R. Mücke (2008), VI, 165 Seiten
ISBN: 978-3-89336-529-6
10. **Safety Considerations on Liquid Hydrogen**
by K. Verfondern (2008), VIII, 167 pages
ISBN: 978-3-89336-530-2

11. **Kerosinreformierung für Luftfahrtanwendungen**
von R. C. Samsun (2008), VII, 218 Seiten
ISBN: 978-3-89336-531-9
12. **Der 4. Deutsche Wasserstoff Congress 2008 – Tagungsband**
hrsg. von D. Stolten, B. Emonts, Th. Grube (2008), 269 Seiten
ISBN: 978-3-89336-533-3
13. **Organic matter in Late Devonian sediments as an indicator for environmental changes**
by M. Kloppisch (2008), XII, 188 pages
ISBN: 978-3-89336-534-0
14. **Entschwefelung von Mitteldestillaten für die Anwendung in mobilen Brennstoffzellen-Systemen**
von J. Latz (2008), XII, 215 Seiten
ISBN: 978-3-89336-535-7
15. **RED-IMPACT**
Impact of Partitioning, Transmutation and Waste Reduction Technologies on the Final Nuclear Waste Disposal
SYNTHESIS REPORT
ed. by W. von Lensa, R. Nabbi, M. Rossbach (2008), 178 pages
ISBN 978-3-89336-538-8
16. **Ferritic Steel Interconnectors and their Interactions with Ni Base Anodes in Solid Oxide Fuel Cells (SOFC)**
by J. H. Froitzheim (2008), 169 pages
ISBN: 978-3-89336-540-1
17. **Integrated Modelling of Nutrients in Selected River Basins of Turkey**
Results of a bilateral German-Turkish Research Project
project coord. M. Karpuzcu, F. Wendland (2008), XVI, 183 pages
ISBN: 978-3-89336-541-8
18. **Isotopengeochemische Studien zur klimatischen Ausprägung der Jüngerer Dryas in terrestrischen Archiven Eurasiens**
von J. Parplies (2008), XI, 155 Seiten, Anh.
ISBN: 978-3-89336-542-5
19. **Untersuchungen zur Klimavariabilität auf dem Tibetischen Plateau - Ein Beitrag auf der Basis stabiler Kohlenstoff- und Sauerstoffisotope in Jahrringen von Bäumen waldgrenznaher Standorte**
von J. Griessinger (2008), XIII, 172 Seiten
ISBN: 978-3-89336-544-9

20. **Neutron-Irradiation + Helium Hardening & Embrittlement Modeling of 9%Cr-Steels in an Engineering Perspective (HELENA)**
by R. Chaouadi (2008), VIII, 139 pages
ISBN: 978-3-89336-545-6
21. **in Bearbeitung**
22. **Verbundvorhaben APAWAGS (AOEV und Wassergenerierung) – Teilprojekt: Brennstoffreformierung – Schlussbericht**
von R. Peters, R. C. Samsun, J. Pasel, Z. Porš, D. Stolten (2008), VI, 106 Seiten
ISBN: 978-3-89336-547-0
23. **FREEVAL**
Evaluation of a Fire Radiative Power Product derived from Meteosat 8/9 and Identification of Operational User Needs
Final Report
project coord. M. Schultz, M. Wooster (2008), 139 pages
ISBN: 978-3-89336-549-4
24. **Untersuchungen zum Alkaliverhalten unter Oxycoal-Bedingungen**
von C. Weber (2008), VII, 143, XII Seiten
ISBN: 978-3-89336-551-7
25. **Grundlegende Untersuchungen zur Freisetzung von Spurstoffen, Heißgaschemie, Korrosionsbeständigkeit keramischer Werkstoffe und Alkalirückhaltung in der Druckkohlenstaubfeuerung**
von M. Müller (2008), 207 Seiten
ISBN: 978-3-89336-552-4
26. **Analytik von ozoninduzierten phenolischen Sekundärmetaboliten in *Nicotiana tabacum* L. cv Bel W3 mittels LC-MS**
von I. Koch (2008), III, V, 153 Seiten
ISBN 978-3-89336-553-1
27. **IEF-3 Report 2009. Grundlagenforschung für die Anwendung**
(2009), ca. 230 Seiten
ISBN: 978-3-89336-554-8
28. **Influence of Composition and Processing in the Oxidation Behavior of MCrAlY-Coatings for TBC Applications**
by J. Toscano (2009), 168 pages
ISBN: 978-3-89336-556-2
29. **Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen**
von B. Tetzlaff (2009), 149 Seiten
ISBN: 978-3-89336-557-9

30. **Nickelreaktivlot / Oxidkeramik – Fügungen als elektrisch isolierende Dichtungskonzepte für Hochtemperatur-Brennstoffzellen-Stacks**
von S. Zügner (2009), 136 Seiten
ISBN: 978-3-89336-558-6
31. **Langzeitbeobachtung der Dosisbelastung der Bevölkerung in radioaktiv kontaminierten Gebieten Weißrusslands – Korma-Studie**
von H. Dederichs, J. Pillath, B. Heuel-Fabianek, P. Hill, R. Lennartz (2009),
Getr. Pag.
ISBN: 978-3-89336-532-3
32. **Herstellung von Hochtemperatur-Brennstoffzellen über physikalische Gasphasenabscheidung**
von N. Jordán Escalona (2009), 148 Seiten
ISBN: 978-3-89336-532-3
33. **Real-time Digital Control of Plasma Position and Shape on the TEXTOR Tokamak**
by M. Mitri (2009), IV, 128 pages
ISBN: 978-3-89336-567-8
34. **Freisetzung und Einbindung von Alkalimetallverbindungen in kohle-befeuerten Kombikraftwerken**
von M. Müller (2009), 155 Seiten
ISBN: 978-3-89336-568-5
35. **Kosten von Brennstoffzellensystemen auf Massenbasis in Abhängigkeit von der Absatzmenge**
von J. Werhahn (2009), 242 Seiten
ISBN: 978-3-89336-569-2
36. **Einfluss von Reoxidationszyklen auf die Betriebsfestigkeit von anodengestützten Festoxid-Brennstoffzellen**
von M. Ettler (2009), 138 Seiten
ISBN: 978-3-89336-570-8
37. **Großflächige Plasmaabscheidung von mikrokristallinem Silizium für mikromorphe Dünnschichtsolarmodule**
von T. Kilper (2009), XVII, 154 Seiten
ISBN: 978-3-89336-572-2
38. **Generalized detailed balance theory of solar cells**
by T. Kirchartz (2009), IV, 198 pages
ISBN: 978-3-89336-573-9
39. **The Influence of the Dynamic Ergodic Divertor on the Radial Electric Field at the Tokamak TEXTOR**
von J. W. Coenen (2009), xii, 122, XXVI pages
ISBN: 978-3-89336-574-6

40. **Sicherheitstechnik im Wandel Nuklearer Systeme**
von K. Nünighoff (2009), viii, 215 Seiten
ISBN: 978-3-89336-578-4
41. **Pulvermetallurgie hochporöser NiTi-Legierungen für Implantat- und Dämpfungsanwendungen**
von M. Köhl (2009), XVII, 199 Seiten
ISBN: 978-3-89336-580-7
42. **Einfluss der Bondcoatzusammensetzung und Herstellungsparameter auf die Lebensdauer von Wärmedämmschichten bei zyklischer Temperaturbelastung**
von M. Subanovic (2009), 188, VI Seiten
ISBN: 978-3-89336-582-1
43. **Oxygen Permeation and Thermo-Chemical Stability of Oxygen Permeation Membrane Materials for the Oxyfuel Process**
by A. J. Ellett (2009), 176 pages
ISBN: 978-3-89336-581-4
44. **Korrosion von polykristallinem Aluminiumoxid (PCA) durch Metalljodidschmelzen sowie deren Benetzungseigenschaften**
von S. C. Fischer (2009), 148 Seiten
ISBN: 978-3-89336-584-5
45. **IEF-3 Report 2009. Basic Research for Applications**
(2009), 217 Seiten
ISBN: 978-3-89336-585-2
46. **Verbundvorhaben ELBASYS (Elektrische Basissysteme in einem CFK-Rumpf) - Teilprojekt: Brennstoffzellenabgase zur Tankinertisierung - Schlussbericht**
von R. Peters, J. Latz, J. Pasel, R. C. Samsun, D. Stolten
(2009), xi, 202 Seiten
ISBN: 978-3-89336-587-6
47. **Aging of ¹⁴C-labeled Atrazine Residues in Soil: Location, Characterization and Biological Accessibility**
by N. D. Jablonowski (2009), IX, 104 pages
ISBN: 978-3-89336-588-3
48. **Entwicklung eines energetischen Sanierungsmodells für den europäischen Wohngebäudesektor unter dem Aspekt der Erstellung von Szenarien für Energie- und CO₂-Einsparpotenziale bis 2030**
von P. Hansen (2009), XXII, 281 Seiten
ISBN: 978-3-89336-590-6

49. **Reduktion der Chromfreisetzung aus metallischen Interkonnektoren für Hochtemperaturbrennstoffzellen durch Schutzschichtsysteme**
von R. Trebbels (2009), iii, 135 Seiten
ISBN: 978-3-89336-591-3
50. **Bruchmechanische Untersuchung von Metall / Keramik-Verbundsystemen für die Anwendung in der Hochtemperaturbrennstoffzelle**
von B. Kuhn (2009), 118 Seiten
ISBN: 978-3-89336-592-0
51. **Wasserstoff-Emissionen und ihre Auswirkungen auf den arktischen Ozonverlust**
Risikoanalyse einer globalen Wasserstoffwirtschaft
von T. Feck (2009), 180 Seiten
ISBN: 978-3-89336-593-7
52. **Development of a new Online Method for Compound Specific Measurements of Organic Aerosols**
by T. Hohaus (2009), 156 pages
ISBN: 978-3-89336-596-8
53. **Entwicklung einer FPGA basierten Ansteuerungselektronik für Justageeinheiten im Michelson Interferometer**
von H. Nöldgen (2009), 121 Seiten
ISBN: 978-3-89336-599-9
54. **Observation – and model – based study of the extratropical UT/LS**
by A. Kunz (2010), xii, 120, xii pages
ISBN: 978-3-89336-603-3
55. **Herstellung polykristalliner Szintillatoren für die Positronen-Emissions-Tomographie (PET)**
von S. K. Karim (2010), VIII, 154 Seiten
ISBN: 978-3-89336-610-1
56. **Kombination eines Gebäudekondensators mit H₂-Rekombinatorelementen in Leichtwasserreaktoren**
von S. Kelm (2010), vii, 119 Seiten
ISBN: 978-3-89336-611-8
57. **Plant Leaf Motion Estimation Using A 5D Affine Optical Flow Model**
by T. Schuchert (2010), X, 143 pages
ISBN: 978-3-89336-613-2
58. **Tracer-tracer relations as a tool for research on polar ozone loss**
by R. Müller (2010), 116 pages
ISBN: 978-3-89336-614-9

59. **Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) to Yangtze River sediments and their components**
by J. Zhang (2010), X, 109 pages
ISBN: 978-3-89336-616-3
60. **Weltweite Innovationen bei der Entwicklung von CCS-Technologien und Möglichkeiten der Nutzung und des Recyclings von CO₂**
Studie im Auftrag des BMWi
von W. Kuckshinrichs et al. (2010), X, 139 Seiten
ISBN: 978-3-89336-617-0
61. **Herstellung und Charakterisierung von sauerstoffionenleitenden Dünnschichtmembranstrukturen**
von M. Betz (2010), XII, 112 Seiten
ISBN: 978-3-89336-618-7
62. **Politikszenerarien für den Klimaschutz V – auf dem Weg zum Strukturwandel, Treibhausgas-Emissionsszenarien bis zum Jahr 2030**
hrsg. von P. Hansen, F. Chr. Matthes (2010), 276 Seiten
ISBN: 978-3-89336-619-4
63. **Charakterisierung Biogener Sekundärer Organischer Aerosole mit Statistischen Methoden**
von C. Spindler (2010), iv, 163 Seiten
ISBN: 978-3-89336-622-4
64. **Stabile Algorithmen für die Magnetotomographie an Brennstoffzellen**
von M. Wannert (2010), ix, 119 Seiten
ISBN: 978-3-89336-623-1
65. **Sauerstofftransport und Degradationsverhalten von Hochtemperaturmembranen für CO₂-freie Kraftwerke**
von D. Schlehuber (2010), VII, 139 Seiten
ISBN: 978-3-89336-630-9
66. **Entwicklung und Herstellung von foliengegossenen, anodengestützten Festoxidbrennstoffzellen**
von W. Schafbauer (2010), VI, 164 Seiten
ISBN: 978-3-89336-631-6
67. **Disposal strategy of proton irradiated mercury from high power spallation sources**
by S. Chiriki (2010), xiv, 124 pages
ISBN: 978-3-89336-632-3
68. **Oxides with polyatomic anions considered as new electrolyte materials for solid oxide fuel cells (SOFCs)**
by O. H. Bin Hassan (2010), vii, 121 pages
ISBN: 978-3-89336-633-0

69. **Von der Komponente zum Stack: Entwicklung und Auslegung von HT-PEFC-Stacks der 5 kW-Klasse**
von A. Bendzulla (2010), IX, 203 Seiten
ISBN: 978-3-89336-634-7
70. **Satellitengestützte Schwerewellenmessungen in der Atmosphäre und Perspektiven einer zukünftigen ESA Mission (PREMIER)**
von S. Höfer (2010), 81 Seiten
ISBN: 978-3-89336-637-8
71. **Untersuchungen der Verhältnisse stabiler Kohlenstoffisotope in atmosphärisch relevanten VOC in Simulations- und Feldexperimenten**
von H. Spahn (2010), IV, 210 Seiten
ISBN: 978-3-89336-638-5
72. **Entwicklung und Charakterisierung eines metallischen Substrats für nanostrukturierte keramische Gastrennmembranen**
von K. Brands (2010), vii, 137 Seiten
ISBN: 978-3-89336-640-8
73. **Hybridisierung und Regelung eines mobilen Direktmethanol-Brennstoffzellen-Systems**
von J. Chr. Wilhelm (2010), 220 Seiten
ISBN: 978-3-89336-642-2
74. **Charakterisierung perowskitischer Hochtemperaturmembranen zur Sauerstoffbereitstellung für fossil gefeuerte Kraftwerksprozesse**
von S.A. Möbius (2010) III, 208 Seiten
ISBN: 978-3-89336-643-9
75. **Characterization of natural porous media by NMR and MRI techniques: High and low magnetic field studies for estimation of hydraulic properties**
by L.-R. Stingaciu (2010), 96 pages
ISBN: 978-3-89336-645-3
76. **Hydrological Characterization of a Forest Soil Using Electrical Resistivity Tomography**
by Chr. Oberdörster (2010), XXI, 151 pages
ISBN: 978-3-89336-647-7
77. **Ableitung von atomarem Sauerstoff und Wasserstoff aus Satellitendaten und deren Abhängigkeit vom solaren Zyklus**
von C. Lehmann (2010), 127 Seiten
ISBN: 978-3-89336-649-1

78. **18th World Hydrogen Energy Conference 2010 – WHEC2010**
Proceedings
Speeches and Plenary Talks
ed. by D. Stolten, B. Emonts (2010)
ISBN: 978-3-89336-658-3
- 78-1. **18th World Hydrogen Energy Conference 2010 – WHEC2010**
Proceedings
Parallel Sessions Book 1:
Fuel Cell Basics / Fuel Infrastructures
ed. by D. Stolten, T. Grube (2010), ca. 460 pages
ISBN: 978-3-89336-651-4
- 78-2. **18th World Hydrogen Energy Conference 2010 – WHEC2010**
Proceedings
Parallel Sessions Book 2:
Hydrogen Production Technologies – Part 1
ed. by D. Stolten, T. Grube (2010), ca. 400 pages
ISBN: 978-3-89336-652-1
- 78-3. **18th World Hydrogen Energy Conference 2010 – WHEC2010**
Proceedings
Parallel Sessions Book 3:
Hydrogen Production Technologies – Part 2
ed. by D. Stolten, T. Grube (2010), ca. 640 pages
ISBN: 978-3-89336-653-8
- 78-4. **18th World Hydrogen Energy Conference 2010 – WHEC2010**
Proceedings
Parallel Sessions Book 4:
Storage Systems / Policy Perspectives, Initiatives and Cooperations
ed. by D. Stolten, T. Grube (2010), ca. 500 pages
ISBN: 978-3-89336-654-5
- 78-5. **18th World Hydrogen Energy Conference 2010 – WHEC2010**
Proceedings
Parallel Sessions Book 5:
Strategic Analysis / Safety Issues / Existing and Emerging Markets
ed. by D. Stolten, T. Grube (2010), ca. 530 pages
ISBN: 978-3-89336-655-2
- 78-6. **18th World Hydrogen Energy Conference 2010 – WHEC2010**
Proceedings
Parallel Sessions Book 6:
Stationary Applications / Transportation Applications
ed. by D. Stolten, T. Grube (2010), ca. 330 pages
ISBN: 978-3-89336-656-9

78 Set (complete book series)

**18th World Hydrogen Energy Conference 2010 – WHEC2010
Proceedings**

ed. by D. Stolten, T. Grube, B. Emonts (2010)
ISBN: 978-3-89336-657-6

79. **Ultrafast vortex core dynamics investigated by finite-element micromagnetic simulations**
by S. Gliga (2010), vi, 144 pages
ISBN: 978-3-89336-660-6
80. **Herstellung und Charakterisierung von keramik- und metallgestützten Membranschichten für die CO₂-Abtrennung in fossilen Kraftwerken**
von F. Hauler (2010), XVIII, 178 Seiten
ISBN: 978-3-89336-662-0
81. **Experiments and numerical studies on transport of sulfadiazine in soil columns**
by M. Unold (2010), xvi, 115 pages
ISBN: 978-3-89336-663-7
82. **Prompt-Gamma-Neutronen-Aktivierungs-Analyse zur zerstörungsfreien Charakterisierung radioaktiver Abfälle**
von J.P.H. Kettler (2010), iv, 205 Seiten
ISBN: 978-3-89336-665-1
83. **Transportparameter dünner geträgerter Kathodenschichten der oxidkeramischen Brennstoffzelle**
von C. Wedershoven (2010), vi, 137 Seiten
ISBN: 978-3-89336-666-8
84. **Charakterisierung der Quellverteilung von Feinstaub und Stickoxiden in ländlichem und städtischem Gebiet**
von S. Urban (2010), vi, 211 Seiten
ISBN: 978-3-89336-669-9
85. **Optics of Nanostructured Thin-Film Silicon Solar Cells**
by C. Haase (2010), 150 pages
ISBN: 978-3-89336-671-2
86. **Entwicklung einer Isolationsschicht für einen Leichtbau-SOFC-Stack**
von R. Berhane (2010), X, 162 Seiten
ISBN: 978-3-89336-672-9
87. **Hydrogen recycling and transport in the helical divertor of TEXTOR**
by M. Clever (2010), x, 172 pages
ISBN: 978-3-89336-673-6

88. **Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen**
von F. Wendland et. al. (2010), xii, 216 Seiten
ISBN: 978-3-89336-674-3

Das übergeordnete Ziel eines Gemeinschaftsprojektes zwischen dem Forschungszentrum Jülich und dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) war eine flächendeckende und zugleich räumlich hoch differenzierte Analyse und Bewertung der Stickstoff- und Phosphor-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen. Hierzu wurde das agrarökonomische Modell RAUMIS mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA und den reaktiven N-Transportmodellen DENUZ und WEKU gekoppelt, sowie das P-Transportmodell MEPhos eingesetzt. Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster, teilweise auch im 10 m-Raster. Daten- und Informationsgrundlage des Projektes bildeten aktuelle, von offiziellen Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die flächendeckend digital (Vektor- oder Rasterformat) für Nordrhein-Westfalen verfügbar sind. Mit diesem Modellverbund wurden die diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer getrennt nach den wichtigsten hydrologischen Abflusskomponenten flächendifferenziert berechnet und die Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade analysiert. Weiterhin wurden punktuelle Einträge aus z.B. Kläranlagen und Mischwasserentlastungen berücksichtigt. Untersucht wurde nicht nur der Ist-Zustand, sondern auch das so genannte Baseline-Szenario, das sich auf den voraussichtlichen Zustand in 2015 unter Berücksichtigung der Umsetzung von grundlegenden Maßnahmen im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie bezieht. Das Baseline-Szenario berücksichtigt aktuelle agrarökonomische Entwicklungen aber auch die Umsetzung geltender umweltrechtlicher Bestimmungen. Die Ergebnisse des Vorhabens sollen als Grundlage für die Ermittlung räumlicher Belastungsschwerpunkte und damit für die Priorisierung von Maßnahmen zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge dienen. Dies ermöglicht Aussagen über die Erreichbarkeit von Umweltzielen für die Grund- und Oberflächenwasserkörper in NRW im Kontext der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

